



På vej – Mod øget genanvendelse af husholdningsaffald (livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk konsekvensvurdering)

Kromann, Mikkel T.; Jakobsen, Jens Bjørn; Karup Pedersen, Jesper; Damgaard, Anders; Henriksen, Trine

Publication date:
2019

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Kromann, M. T., Jakobsen, J. B., Karup Pedersen, J., Damgaard, A., & Henriksen, T. (Eds.) (2019). *På vej – Mod øget genanvendelse af husholdningsaffald (livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk konsekvensvurdering)*. Miljø- og Fødevareministeriet. Miljøprojekter No. 2059
<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2019/01/978-87-7038-019-5.pdf>

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

På vej – Mod øget genanvendelse af husholdningsaffald (livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk konsekvensvurdering)

Miljøprojekt nr. 2059

Februar 2019

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

COWI: Mikkelt Kromann, Jens Bjørn Jakobsen og
Jesper Karup Pedersen

DTU: Anders Damgaard og Trine Henriksen

ISBN: 978-87-7038-019-5

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at indlægget udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Forkortelser

DI	Dansk Industri
EASETECH	Environmental Assessment System for Environmental TECHnologies
EASEWASTE	Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technology
EU	Europæiske Union
GWP	Global Warming Potential
LCA	Life Cycle Assessment – eller Livscyklusvurdering
MFVM	Miljø- og Fødevareministeriet
NIR	Nærinfrarød
SØK	Samfundsøkonomisk konsekvensvurdering

Sammenfatning

Baggrund

Der er i Danmark bred politisk enighed om, at der skal ske en øget genanvendelse af husholdningsaffald i overensstemmelse med EU's politik på området.

I 2013 lancerede den daværende regering en national affaldsplan kaldet "Danmark uden affald", der året efter blev udmøntet i "Ressourceplan for affaldshåndtering 2013-2018". Planen indeholdt et mål om 50 % genanvendelse af husholdningsaffald i 2022. Meget tyder på, at det mål vil blive nået takket være en stor indsats af alle involverede parter, heriblandt ikke mindst kommunerne.

Nu er en ny national affaldsplan under udarbejdelse. Det sker i forlængelse af vedtagelsen af seks nye affaldsdirektiver. Den nye nationale affaldsplan ventes i høring i begyndelsen af 2020. Den vil afspejle de seks nye affaldsdirektiver, herunder de nye, mere ambitiøse mål for genanvendelse af husholdningsaffald, men også de tanker og ideer om overgangen fra en lineær til en cirkulær økonomi, der har vundet frem i de senere år.

På den baggrund har Miljøstyrelsen ønsket en analyse af de miljømæssige og samfundsøkonomiske konsekvenser af øget genanvendelse af husholdningsaffald. Ud over at kunne bruges i forbindelse med arbejdet med en ny national affaldsplan, vil den også kunne bistå i det kommende arbejde med Miljø- og Fødevareministeriet og Erhvervsministeriets "Strategi for cirkulær økonomi", hvor der blandt andet lægges op til at fremme mere ensartet indsamling af husholdningsaffald.

Rapporten

Denne rapport præsenterer resultatet af den gennemførte analyse. Den er udarbejdet af eksperter fra COWI A/S og DTU på vegne af Miljøstyrelsen i perioden fra august 2017 til oktober 2018.

En følgegruppe bestående af repræsentanter for udvalgte interessenter har løbende kommenteret analysen, den valgte metode og resultaterne. Dertil kommer, at uafhængige peer-reviewers fra henholdsvis 2.0 LCA Consultants og Aarhus Universitet har bidraget med kommentarer og ændringsforslag.

Det endelige ansvar for analysen påhviler imidlertid alene COWI A/S og DTU.

Rapporten betegner en opdatering af Miljøprojekt nr. 1458 fra 2013. Imidlertid er det ikke kun data, der er nye; også scenarierne adskiller sig fra Miljøprojekt nr. 1458. Således opererer nærværende rapport ikke med et referencescenarie eller basis scenarie (se mere herom nedenfor). Det betyder, at analysen og præsentationen af den og dens resultater er noget anderledes og forhåbentlig lettere anvendelig for alle, der beskæftiger sig med indsamling og genanvendelse af husholdningsaffald.

Rapportens analyse omhandler i grove træk udelukkende øget genanvendelse af de fraktioner som typisk afhentes som en del af dagrenovationen samt kube-ordninger, dvs. papir, glas, småt pap, metal, plast og organisk affald. Øget genanvendelse af haveaffald, farligt affald, storskrald mv. er ikke analyseret her.

Fire spor

I denne rapport vurderes fire forskellige typer af spor, som kan medvirke til at øge genanvendelsen af husholdningsaffald i Danmark. De fire spor er:

- Spor 0: Minimumssporet, hvor kun glas og papir hentes i spande ved husstanden eller bringes af forbrugeren til kuber nær boligen.
- Spor 1: Kildesorteringssporet, hvor borgerne står for al grovsortering i op til syv forskellige rum/beholdere/kuber. Her sorterer borgeren hver fraktion i sit eget rum eller sin egen beholder.
- Spor 2: Grovsorteringssporet, hvor et anlæg foretager grovsorteringen mellem plast og metal samt papir og pap, hvilket betyder, at hver én-familiebolig skal have en beholder mindre (sammenlignet med Spor 1). Her sorterer borgeren plast og metal i et rum og papir og pap i et andet rum.
- Spor 3: Finsorteringssporet, hvor et anlæg foretager grovsorteringen af pap, plast og metal, hvorved sammenblanding af papir og pap undgås. Ydermere finsorterer anlægget plastfraktionen til polymer-typer, hvorved salgsværdien af plastaffaldet øges. Her sorterer borgeren pap, plast og metal i et rum og papir i et andet.

I Spor 0 udsorteres og genanvendes kun papir og glas. I sporene 1, 2 og 3 udsorteres og genanvendes desuden organisk affald, pap, plast og metal, bortset fra to scenarier i Spor 1 (se nedenfor).

11 scenarier

Sporene dækker over i alt 11 scenarier. De 11 scenarier adskiller sig fra hinanden ved forskellige sorteringsvejledninger, indsamlingsudstyr, transportmønstre og anlægstyper. De 11 scenarier, som der er set på i nærværende rapport, er følgende (for en grafisk oversigt over de 11 scenarier, se Bilag 4 til rapporten):

- Spor 0: Minimumssporet
 - 0a: Papir og glas i kuber – og organisk affald, pap, plast, metal og restaffald i spande (alt i samme spande)
 - 0b: Papir i spande, glas i kuber – og organisk affald, pap, plast, metal og restaffald i spande (alt i samme spande)
 - 0c: Papir og glas i to-kammer-spande - og organisk affald, pap, plast, metal og restaffald i spande (alt i samme spande)
- Spor 1: Kildesorteringssporet
 - 1a: Kildesortering, 3 fraktioner; papir i spande, glas i kuber - og organisk affald, pap, plast, metal og restaffald i to-kammer-spande (organisk affald i kammer for sig)
 - 1b: Kildesortering, 5 fraktioner; papir i spande, plast og metal i to-kammer-spande, glas i kuber - og organisk affald, pap og restaffald i to-kammer-spande (organisk affald i kammer for sig)

1c: Kildesortering, alle fraktioner, finsortering i udland; papir og pap i to-kammer-spande, plat og metal i to-kammerspande, glas i kuber – og organisk affald og restaffald i to-kammer-spande

1d: Kildesortering, alle fraktioner, finsortering i Danmark; som 1c

1e: Kildesortering, alle fraktioner; glas i kuber – og organisk affald, papir, pap, plast, metal og restaffald i spande med poseanlæg

- Spor 2: Grovsorteringssporet

2a: Grovsorteringsanlæg; papir med pap samt plast med metal i to-kammer-spande (ene kammer til papir og pap, andet kammer til plast og metal), glas i kuber – og organisk affald og restaffald i to-kammer-spande

- Spor 3: Finsorteringssporet

3a: Finsorteringsanlæg; papir og plast med pap og metal i to-kammerspande (ene kammer til papir, andet kammer til plast, pap og metal), glas i kuber – og organisk affald og restaffald i to-kammer-spande

3b: Restsorteringsanlæg; papir i spande, glas i kuber – og organisk affald, pap, plast, metal og restaffald i to-kammer-spande (organisk affald i kammer for sig).

Som allerede nævnt tager analysen ikke udgangspunkt i et referencescenarie. Det skyldes, at de danske kommuner har forskellige affaldssystemer. Det er derfor ikke muligt at konstruere et scenarie, der er repræsentativt for alle kommuner. I stedet kan en given kommune blandt de ovennævnte 11 scenarier finde ét, der svarer nogenlunde til situationen i netop den kommune i netop dén kommune. Dette kan herefter sammenlignes med et eller flere alternative scenarier (f.eks. kan 2a sammenlignes med 3a). Det skal her bemærkes, at scenarierne i Spor 0 ikke lever op til det nye EU-krav om senest fra udgangen af 2023 at indføre kildesortering af organisk affald.

Rapporten indeholder en detaljeret analyse af konsekvenserne for miljø og økonomi ved de forskellige scenarier. Miljøkonsekvenserne er vurderet ved hjælp af en livscyklusvurdering (LCA), idet der er fokuseret på klimaeffekterne, mens de økonomiske konsekvenser er belyst ved hjælp af en samfundsøkonomisk konsekvensvurdering (SØK).

Den overordnede konklusion af denne analyse er, at der ikke er store forskelle, hverken miljømæssigt eller samfundsøkonomisk, på de scenarier, der bidrager væsentligt til at opfylde EU's målsætninger (1b-3b), jf. FIGUR 0-1 og FIGUR 0-2.

I det følgende ses på de to nævnte forhold (miljø og økonomi).

Miljø

Det generelle resultat for miljøeffekterne er, at øget genanvendelse har positive konsekvenser for miljøet, og at de øges i takt med genanvendelsesgraden.

Konkret viser analysen af miljøeffekterne af de forskellige scenarier:

- Kildesortering giver anledning til positive miljøeffekter, især fordi plast og metal genanvendes i højere grad, hvilket har betydelige positive effekter for bl.a. drivhusgasser (effektivitet i

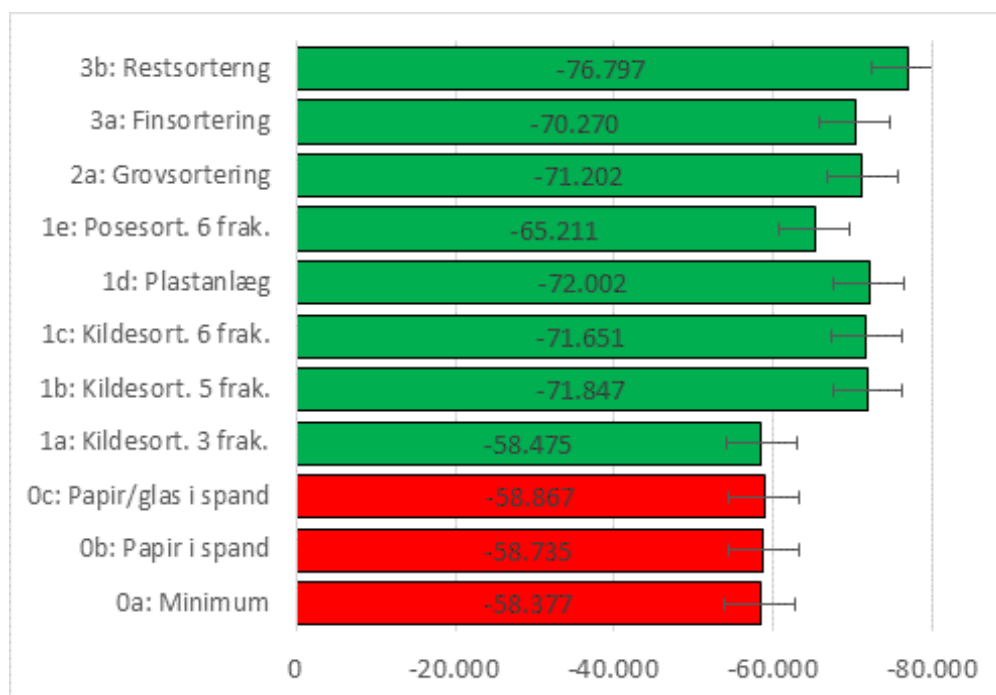
forbindelse med genanvendelse af plast er medregnet). Pap udgør en så lille fraktion, at miljøeffekterne er ganske små.

- Genanvendelse af kildesorteret organisk dagrenovation giver ikke umiddelbart anledning til væsentlige miljøeffekter. Det skyldes, at energiudnyttelsen i forbrænding og bioforgasning er næsten ens, og at næringsværdien af fraktionen i langt overvejende grad hidrører fra kvælstof, som ikke er en særlig knap ressource i Danmark. Det skal dog fremhæves, at genanvendelse af kildesorteret organisk dagrenovation giver en lille miljøgevinst i form af mindsket ressourceforbrug, hvilket beror på, at fosfor i digestatet bringes tilbage til landbrugsjorden. Det er forudsat, at den producerede biogas opgraderes til naturgasnettet, hvor den substituerer naturgas 1:1. Perspektiver omkring mulig lagring af opgraderet naturgas og nytten heraf er ikke medtaget.
- Posesorteringsanlæggets miljøprofil er dårligere end for de fleste andre scenarier for kildesortering (1b, 1c og 1d), fordi 5 % af de genanvendelige materialer tabes i posesorteringsprocessen.
- Grov- og finsorteringsanlæggene giver resultater, der svarer til dem for kildesortering, om end kildesortering giver lidt renere materialer. I analyserne er dette afspejlet i, at anlæggene, der sorterer det kildeopdelte affald, taber 1 procentpoint mere blød plast (dette tal er dog ganske usikkert).
- Restsorteringsanlægget giver den største genanvendelse og de bedste miljøeffekter blandt alle scenarier. Dette beror dog på en antagelse om, at kvaliteten efter oparbejdning af materialer udsorteret fra restaffaldet ikke er væsentligt anderledes end fra det kildesorterede affald. Desuden er restsorteringsanlæg en forholdsvis ny teknologi, hvilket medfører usikkerhed om sorteringseffektiviteten og kvaliteten af de udsorterede materialer.

Resultaterne, når der tages højde for alle de forskellige miljøpåvirkninger og ikke kun klimabelastningen, viser generelt det samme: at øget udsortering og genanvendelse leder til besparelser for de fleste påvirkningskategorier og heraf mindre miljøbelastning. Undtagelsen er 1a med forgasning af madaffald, hvor der sker en forværring sammenlignet med de andre scenarier for miljøpåvirkningerne næringsstofbelastning og forsurening, hvilket skyldes udbringningen af digestat på landbrugsjord.

FIGUR 0-1 nedenfor viser klimakonsekvenserne af de forskellige scenarier. Værdierne er alle negative, hvilket betyder, at der er CO₂-besparelser ved en mindsket udledning af drivhusgasser. Det ses af figuren, at jo større mængder der genavnedes, jo større er besparelserne.

FIGUR 0-1 Klimakonsekvenser af de 11 scenarier for blandet opland (ton CO₂ per år per opland)¹



Note: 1) De røde søjler angiver scenarier, der ikke lever op til det nye EU-krav om senest fra udgangen af 2023 at indføre kildesortering af organisk affald, mens de grønne søjler angiver scenarier, som gør. De sorte streger angiver usikkerheden opgjort som standardafvigelse beregnet ved hjælp af EASETECH.

Økonomi

Det generelle resultat for de samfundsøkonomiske konsekvenser er, at omkostningerne til indsamling og behandling af affald stiger, når serviceniveauet (f.eks. i form af henteordninger i stedet for bringeordninger) og genanvendelsen øges.

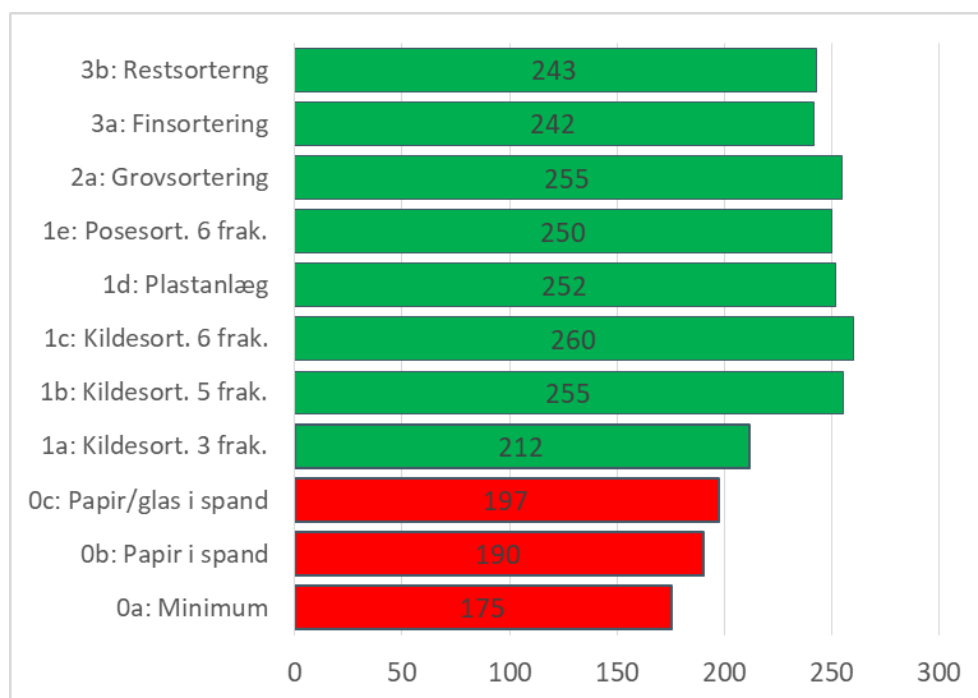
Mere konkret viser analysen af de samfundsøkonomiske konsekvenser:

- Stigningen i omkostningerne er mindre, desto højere serviceniveau der i forvejen findes. I forhold til den billigste løsning med det laveste serviceniveau (bringeordning til kuber af papir og glas) stiger omkostningen for de miljømæssigt mest ambitiøse løsninger med mellem 25 % og 33 %. Sammenligner man med et mere husstandsnært serviceniveau (henteordning ved husstand for papir og glas) er stigningen kun mellem 10 % og 20 %.
- For de miljømæssigt mest ambitiøse scenarier (pap, plast og metal kildesorteres eller kildeopdeles med grov- eller finsorteringsanlæg, Spor 2 og Spor 3) er der mindre forskelle i totalomkostningerne i størrelsesordenen 10 %, og ud fra den betragtning er omkostningsforskellene mellem disse løsninger beherskede. Sammenligner man derimod med meromkostningen i forhold til ikke at genanvende pap, plast og metal, er finsorterings- og restsorteringsanlæggene bedre, da deres meromkostning ligger på 10 % til 14 %, mens grovsorterings- og kildesorteringsløsningernes omkostningsstigning ligger nærmere 20 %. For de miljømæssigt ambitiøse løsninger er forøgelsen i den samlede affaldsomkostning beskeden, men for nogle af løsningerne er forøgelsen mindre end for andre.

- Indsamlingsomkostningerne betegner den største og mest følsomme omkostningsdriver i den øgede genanvendelse, og der kan være store forskelle i indsamlingsomkostningerne for én-familieboliger og etageboliger.
- For én-familieboliger er indsamlingsomkostningen betydelig, og derfor bliver meromkostningen ved øget genanvendelse også betydeligt større – fordi der er behov for flere beholdere og flere tømninger pr. én-familiebolig. I den udstrækning et sorteringsanlæg kan erstatte beholdere og tømninger, vil anlægget reducere indsamlingsomkostningerne. Denne besparelse kan være så betydelig, at den kan være en selvstændig faktor i beslutningen om etableringen af anlægget.
- Modsat udgør indsamlingsomkostningen for etageboliger en noget mindre andel af den samlede omkostning. Dertil kommer, at fleksibiliteten for beholderne ved etageboliger ofte er noget større. Det giver derfor kun anledning til beskedne meromkostninger til indsamling at øge genanvendelsen. Det betyder også, at etablering af sorteringsanlæg ikke vil kunne reducere etageboligernes indsamlingsomkostninger.
- Posesorteringsanlæg er et alternativ til flere beholdere og tømninger ved øget genanvendelse hos én-familieboligerne. Derfor er disse anlæg mest økonomisk effektive, når oplandet har mange én-familieboliger. For oplande med mange etageboliger giver posesorteringsanlæg begrænsede besparelser på indsamlingsomkostningerne, som i mange tilfælde ikke vil kunne opveje omkostningerne til anlægget.
- Restsorteringsanlægget synes at høre til de billigste blandt de ambitiøse løsninger, men fordi dette anlæg er en forholdsvis uprøvet teknologi i Danmark, er der usikkerheder forbundet med både økonomi og miljøeffekt.
- Der er en anseelig miljøgevinst i udlandet ved at genanvende plast og metal. De største elementer er drivhusgasser (typisk omkring 60 % af skadesomkostningerne) og partikler (typisk omkring 30 % af skadesomkostningerne). Det påvirker derfor resultaterne betydeligt, hvis man i stedet for at anvende kvoteprisen for CO₂ anvender en international skadesomkostning og medtager eksternaliteterne i udlandet.

FIGUR 0-2 viser de samfundsøkonomiske konsekvenser af de forskellige scenarier og størrelsesordenen af forskellene mellem dem.

FIGUR 0-2 Samfundsøkonomiske omkostninger til affaldshåndtering i de 11 scenarier, mio. kr. pr. år pr. opland, markedspriser¹



Note: 1) De røde søjler angiver scenarier, der ikke lever op til det nye EU-krav om senest fra udgangen af 2023 at indføre kildesortering af organisk affald, mens de grønne søjler angiver scenarier, som gør. Den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering indeholder – i modsætning til livscyklusvurderingen – ikke en beregning af usikkerheden, da der ikke findes tilgængelige pålidelige data om usikkerheden for de enkelte omkostningselementer.

Ud fra figuren kan endvidere konkluderes:

- De samfundsøkonomiske omkostninger ved at øge serviceniveauet i form af henteordninger frem for bringeordninger (fra 0a til 0b og 0c) er 10 % af de samlede omkostninger eller derunder. Heri er ikke inkluderet værdien af husholdningernes tidsbesparelse eller miljøeffekter fra øget udsortering af glas og papir.
- De samfundsøkonomiske omkostninger ved at kildesortere organisk affald (fra 0b til 1a) holder sig ligeledes under en 10 %'s omkostningsforøgelse. Når også pap, plast og metal skal genanvendes, stiger omkostningerne med yderligere knap 20 %.
- Ser man alene på scenarier, hvor alle fraktioner genanvendes (1c til 3a), synes omkostningsforskellen mellem disse relativt behersket (18 millioner kr./år ud af en total på 242-260 millioner kr./år; dvs. omkring 7 %). I de foretagne følsomhedsanalyser varierede omkostningerne i grove træk med en tilsvarende størrelsesorden. Derfor kan den samfundsøkonomiske analyse ikke med sikkerhed identificere væsentlige omkostningsforskelle mellem løsningerne med maksimal genanvendelse.
- På den anden side synes Spor 3 med højteknologiske anlæg at give anledning til en mindre stigning i omkostningerne set i forhold til genanvendelse af det organiske affald. Omkostningsstigningen er cirka 30 millioner kr./år for Spor 3, mens den er 40-48 millioner kr./år for sporene 1 og 2 i forhold til kun genanvendelse af organisk affald, papir og glas. Heri er ikke

indregnet eventuelle tids- eller nytteforskelle mellem løsningerne med højest genanvendelse.

Endelig skal det nævnes, at analysen af de samfundsøkonomiske konsekvenser berører, men ikke regner på, borgernes oplevede nytte henholdsvis disnytte (eller besvær) ved forskellige hente- og bringeordninger. Det er nyt i forhold til Miljøprojekt nr. 1458. Borgernes nytte og disnytte ved de forskellige ordninger har i øvrigt meget at gøre med den medgåede tid, men ikke udelukkende. Eksempelvis kan det areal, som beholdere optager, påvirke borgernes disnytte.

Når det er berørt i nærværende rapport, skyldes det, at borgernes nytte henholdsvis disnytte ved forskellige indsamlingsordninger utvivlsomt har betydning for den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering. Dette blev bl.a. fremhævet i den offentlige debat om dette emne efter offentliggørelsen af forgængerens til dette projekt, Miljøprojekt 1458. Hertil kommer, at mange kommuner og affaldsselskaber netop har borgernes nytte og disnytte som en vigtig beslutningsparameter, ofte refereret til som "serviceniveauet", når der skal vælges mellem forskellige indsamlingsordninger (ret beset et udtryk for, at de anerkender betydningen heraf for den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering). Når der ikke er regnet på borgernes nytte henholdsvis disnytte, skyldes det, at det for nærværende er umuligt, da der mangler et robust evidensbaseret grundlag herfor. Det diskuteres nøje i Bilag 5 til denne rapport.

Forbehold

Afslutningsvis skal nævnes en række forbehold, som læseren bør have sig for øje, navnlig i forhold til at drage konklusioner af betydning for valget mellem forskellige sorteringsordninger på nationalt eller kommunalt niveau:

- Man skal være forsigtig med at overføre rapportens resultater til en given kommune, hvad angår de samfundsøkonomiske konsekvenser. Analysen og de bagvedliggende beregninger er stiliserede og ikke tilpasset de enkelte kommuner. Der er imidlertid store forskelle kommunerne imellem, hvad angår husholdningernes fordeling på én-familieboliger og etageejendomme og afstande til behandlingsanlæg og deres størrelse, takster samt arealkrav til beholdere. Dertil kommer, at resultaterne viser, at navnlig husholdningernes fordeling på én-familieboliger og etageejendomme har stor betydning for de samfundsøkonomiske konsekvenser.
- Analysen baserer sig på eksisterende teknologier, herunder kendte varmeteknologier og eksisterende sorteringsteknologier.
 - Hvad varmeteknologier angår, bør nævnes, at hele den grønne omstilling med grøn el, varmepumper, geotermi og varme fra datacentre må formodes at gøre øget genanvendelse miljømæssigt og samfundsøkonomisk mere attraktiv - for eksempel fordi energiproduktion fra biogas kan foretages mere fleksibelt end energiproduktion fra affaldsforbrænding. Efterhånden som den grønne omstilling vinder frem, vil fordele og ulemper ved øget genanvendelse ændre sig.
 - Hvad sorteringsteknologier angår, er det vigtigt at huske på, de udvikler sig med stor hast i disse år (f.eks. sker der meget inden for robotsortering) og med stor sandsynlighed vil ændre ved analysens resultater, både livscyklusvurderingen og den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering.
- De foretagne beregninger er baseret på en såkaldt barmarksbetragtning, hvor det antages, at anlæggenes kapacitet er fuldt tilpasset oplandets behov for forbrænding og genanvendelse. Det betyder, at beregningerne ikke tager hensyn til, at det kan tage tid at foretage denne tilpasning. Sagen er, at tilpasningen til øget genanvendelse kan ske så hurtigt, at

nogle eksisterende anlæg ender med at køre med overkapacitet i en kortere eller længere periode. I så fald vil nye anlæg som udgangspunkt generere en lavere samfundsøkonomisk værdi, fordi de erstatter et ikke fuldt udtjent kapitalapparat (såkaldte stranded costs). Denne problemstilling ville kunne belyses med mere dynamiske affaldsplanlægningsmodeller.

- Analysen af miljøkonsekvenserne baserer sig på den nuværende regulering. Hvis denne ændres, vil resultaterne af denne analyse ligeledes ændre sig (f.eks. hvis reglerne for udbringning af afgasset organisk materiale og næringsstofbelastningen forbundet hermed ændres). Den samfundsøkonomiske værdisætning benytter sig af markedspriser, som ikke nødvendigvis afspejler fremtidig ressourceknaphed.
- Der er ikke regnet på borgernes nytte/disnytte, selv om meget tyder på, at der er tale om et forhold, der har stor betydning for resultaterne af den samfundsøkonomiske analyse. Som allerede nævnt er det ikke muligt i dag, idet der mangler et robust evidensbaseret grundlag herfor.
- I den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering er foretaget en geografisk afgrænsning, som betyder, at gevinster ved miljøeffekter i udlandet af øget genanvendelse ikke er medtaget. Det skyldes, at vurderingen er foretaget i overensstemmelse med Finansministeriets gældende vejledning i samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger. Miljøeffekter i udlandet er medtaget i forbindelse med livscyklusvurderingen.

Summary

Background

There is a broad consensus in Denmark about the need to increase recycling of household waste in accordance with EU policy in this area.

In 2013, the then government launched a national waste plan titled "Denmark without waste", which constituted the backbone in the "Resource Plan for Waste Management 2013-2018" issued the following year. The plan contained a target of 50% recycling of household waste in 2022. Everything indicates that this target will be achieved thanks to a large effort by all parties involved, including municipalities.

Now, a new national waste plan is in preparation. This happens in the wake of the adoption of six new waste directives at the EU level. It is envisaged that the new national waste plan will be sent in consultation by the beginning of 2020. It will reflect the six new waste directives, including the new, more ambitious targets for recycling of household waste, but also the thoughts and ideas regarding the transition from a linear to a circular economy that have gained momentum in recent years.

Against this background, the Danish Environmental Protection Agency initiated an analysis of the environmental and socioeconomic consequences of increased recycling of household waste. In addition to providing input to the forthcoming work on a new national waste plan, it may be used by the municipalities and waste companies in their ongoing work in qualifying the choice between different collection and treatment schemes in the field of household waste, so as to ensure that service levels are further increased.

The report

The current report presents the result of this analysis.

It has been prepared by experts from COWI A/S and Technical University of Denmark on behalf of the Danish Environmental Protection Agency in the period from August 2017 to October 2018.

An advisory body consisting of representatives of selected stakeholders has regularly commented on the analysis, the chosen method and the results. In addition, independent peer reviewers from 2.0 LCA Consultants and Aarhus University have contributed with comments and amendments.

However, the ultimate responsibility for the analysis lies on COWI A/S and Technical University of Denmark.

The report constitutes an update of Environmental Project No. 1458 from 2013. However, not only data are new; the scenarios developed and analysed also differ from Environmental Project No. 1458. The report does not include a reference scenario (see below for more on this). Consequently, the analysis and, not least, the presentation of it is somewhat different and hopefully easier to make use of for all those involved in collection and recycling of household waste.

The analyses presented in this report focus on increased recycling of the fractions of household waste typically collected as part of the prevailing waste collection schemes in municipalities, i.e. paper, glass, small cardboard, metal, plastics and organic waste. Increased recycling of garden waste, hazardous waste, large waste, etc. is not dealt with in this report.

Four tracks

The report assesses four different tracks that may contribute to increasing recycling of household waste in Denmark. The four tracks are:

- Track 0: This is the minimum track where only glass and paper are collected in recycling bins at the household or brought by the consumer to cubes near the residence.
- Track 1: This is the source separation track, where the citizens are responsible for all coarse sorting in up to seven different chambers (in a container or recycling bin), containers or recycling bins. Here the citizen sorts each fraction into a specially designed chamber, container or recycling bin.
- Track 2: This is the coarse mechanical separation track where a plant makes coarse separation between plastics and metal as well as paper and cardboard, which means that each single-family home will have a container less (compared to Track 1). Here the citizen sorts plastics and metal into one chamber and paper and cardboard into another chamber.
- Track 3: It is the track in which fine (or detailed) sorting takes place. The plant makes the coarse separation of cardboard, plastics and metal, ensuring that paper and cardboard are not blended. In addition, the plant ensures a fine sorting of the plastics fraction into polymer types, thereby increasing the sales value of the plastics waste. Here the citizen sorts cardboard, plastic and metal into one chamber and paper into another.

In Track 0, only paper and glass are sorted and recycled. In Tracks 1, 2 and 3, organic waste, cardboard, plastics and metal are also sorted and recycled, except for two scenarios in Track 1 (see below).

11 scenarios

The tracks cover a total of 11 scenarios. The 11 scenarios differ from each other by different separation guides, collection equipment, transport patterns and types of installations and plants. They are as follows (for a graphical overview of the 11 scenarios, see Appendix 4 to the report):

- Track 0: Minimum track
 - 0a: Paper and glass in cubes - and organic waste, cardboard, plastics, metal and residual waste in recycling bins (all in the same bins)
 - 0b: Paper in recycling bins, glass in cubes - and organic waste, cardboard, plastics, metal and residual waste in recycling bins (all in the same bins)
 - 0c: Paper and glass in two-chamber recycling bins - and organic waste, cardboard, plastics, metal and residual waste in recycling bins (all in the same bins)
- Track 1: Source separation track

- 1a: Source separation, 3 fractions; paper in recycling bins, glass in cubes - and organic waste, cardboard, plastics, metal and residual waste in two-chamber recycling bins (organic waste separately in one of the two chambers)
- 1b: Source separation, 5 fractions; paper in recycling bins, plastics and metal in two-chamber recycling bins, glass in cubes - and organic waste, cardboard and residual waste in two-chamber recycling bins (organic waste separately in one of the two chambers)
- 1c: Source separation, all fractions, fine sorting abroad; paper and cardboard in two-chamber recycling bins, metal in two-chamber recycling bins, glass in cubes - and organic waste and residual waste in two-chamber recycling bins
- 1d: Source separation, all fractions, fine sorting in Denmark; otherwise like 1c
- 1e: Source separation, all fractions; glass in cubes - and organic waste, paper, cardboard, plastics, metal and residual waste in recycling bins with installations for bags
- Track 2: Coarse mechanical separation track
 - 2a: Coarse mechanical separation plant; paper with cardboard and plastics with metal in two-chamber recycling bins (one chamber for paper and cardboard, another chamber for plastics and metal), glass in cubes – and organic waste and residual waste in two-chamber recycling bins
- Track 3: Fine sorting track
 - 3a: Fine sorting plant; paper and plastics with cardboard and metal in two-chamber recycling bins (one chamber for paper, another for plastics, cardboard and metal), glass in cubes - and organic waste and residual waste in two-chamber recycling bins
 - 3b: Residual waste sorting plant; paper in recycling bins, glass in cubes - and organic waste, cardboard, plastics, metal and residual waste in two-chamber buckets (organic waste separately in one of the two chambers).

As already mentioned the analysis is not based on a reference scenario. This is due to the fact that the Danish municipalities have different waste collection and treatment schemes. It is therefore not possible to construct a scenario that is representative for all municipalities. Instead, a given municipality among the above-mentioned 11 scenarios can find one that corresponds roughly to the situation in that particular municipality and, if desired, use the identified scenario as a reference scenario in its work to further increase the recycling of household waste in the municipality. This can then be compared with one or more alternative scenarios (e.g. 2a can be compared with 3a). Here, it should be noted here that the scenarios in Track 0 do not meet the new EU requirement to introduce source separation of organic waste by the end of 2023.

The report provides a detailed analysis of the impacts on the environment and economy by applying the various scenarios. Environmental impacts are assessed through a Life Cycle Assessment (LCA), focusing on climate effects, while the economic impacts are highlighted through a socio-economic impact assessment.

The overall conclusion of the analysis is that there are no major differences, neither environmental nor socioeconomic, between the scenarios that contribute significantly to achieving the EU targets (1b-3b), cf. CHART 0-1 and CHART 0-2.

In the following, the two mentioned aspects (environment and economy) are dealt with.

Environment

The overall finding of the environmental impact assessment is that increased recycling has positive consequences for the environment, and that they increase in line with the recycling rate.

Concretely, the key findings are as follows:

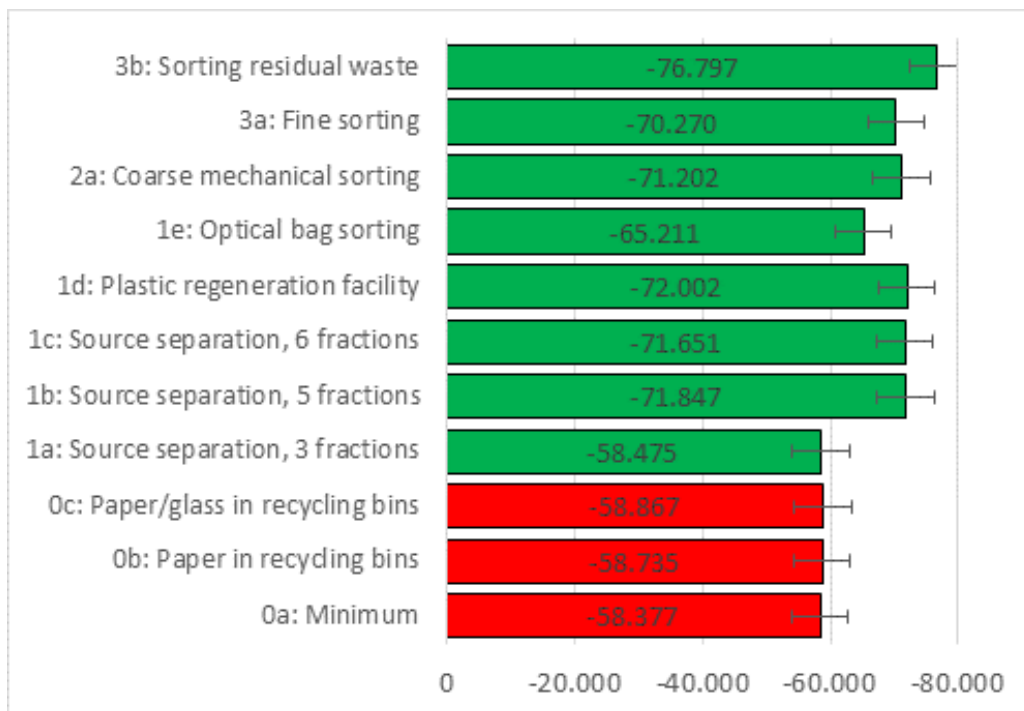
- Source separation gives rise to positive environmental impacts, especially because plastics and metal are recycled to a greater extent, which has significant positive impacts on, among others, greenhouse gases (efficiency associated with recycling of plastics is included herein). Cardboard constitutes such a small fraction that the environmental impacts are quite small.
- Recycling of source-separated organic waste does not immediately give rise to significant positive environmental impacts. The major reason for this is that energy utilization in combustion and biofuel is almost the same, and that the nutritional value of the fraction is predominantly nitrogen, which is not a very scarce resource in Denmark. However, it should be emphasized that recycling of source-separated organic waste gives a small environmental gain in terms of reduced resource consumption, due to the fact that phosphorus in the digestate is brought back to the agricultural land. It is assumed that the produced biogas is upgraded to the natural gas transmission network, in which it will substitute natural gas 1:1. Perspectives about possible storage of upgraded natural gas and its use-fulness are not included in the analysis.
- The environmental impact of optical bag sorting is poorer than for most other source separation scenarios (1b, 1c and 1d), the reason being that 5% of the recyclable materials are lost in the bag sorting process.
- The coarse mechanical separation plant and also the fine sorting plant provide results that are similar to those for source separation, although source separation provides slightly cleaner materials. In the analyses, this is reflected in the fact that the plants that sort the source-separated waste lose 1 percentage point more soft plastics (this figure is, however, subject to great uncertainty).
- The residual waste sorting plant provides the highest recycling rate and best environmental impact among all the scenarios. This, however, depends on the assumption that the quality of the materials consisting of materials that have separated from the residual waste and subsequently reprocessed does not differ significantly from the source-separated waste. In addition, residual waste sorting plants constitute a fairly new technology, implying some uncertainty about the separation efficiency and quality of the separated materials.

The findings, taking into consideration all the different environmental impacts and not just the climate effects, generally point to the same: increased separation and recycling leads to savings for most categories of impact and, consequently, less negative environmental impact. The exception is 1a with gasification of organic waste, where there is a deterioration compared with

the other scenarios with regard to the environmental impacts of nutrient loading and acidification, due to the application of digestate on agricultural land.

CHART 0-1 below shows the climate effects of the different scenarios. The values are all negative, which means that there are CO₂ savings by reducing greenhouse gas emissions. It can be seen from the chart that the larger the quantities that are recycled, the greater the savings.

CHART 0-1 Climate effects of the 11 scenarios for mixed catchment areas (tons of CO₂ per year per catchment area)¹



Note: 1) The red columns indicate scenarios that do not meet the new EU requirement to introduce source separation of organic waste by the end of 2023, whereas the green columns indicate scenarios that do. The black lines indicate the uncertainty calculated as standard deviations calculated using the model EASETECH.

Economics

The overall finding of the socio-economic impact assessment is that the costs for collection and treatment of waste increase, when service levels and recycling rates increase (e.g. service levels may increase due to introduction of collection schemes instead of delivery schemes).

Concretely, the key findings are as follows:

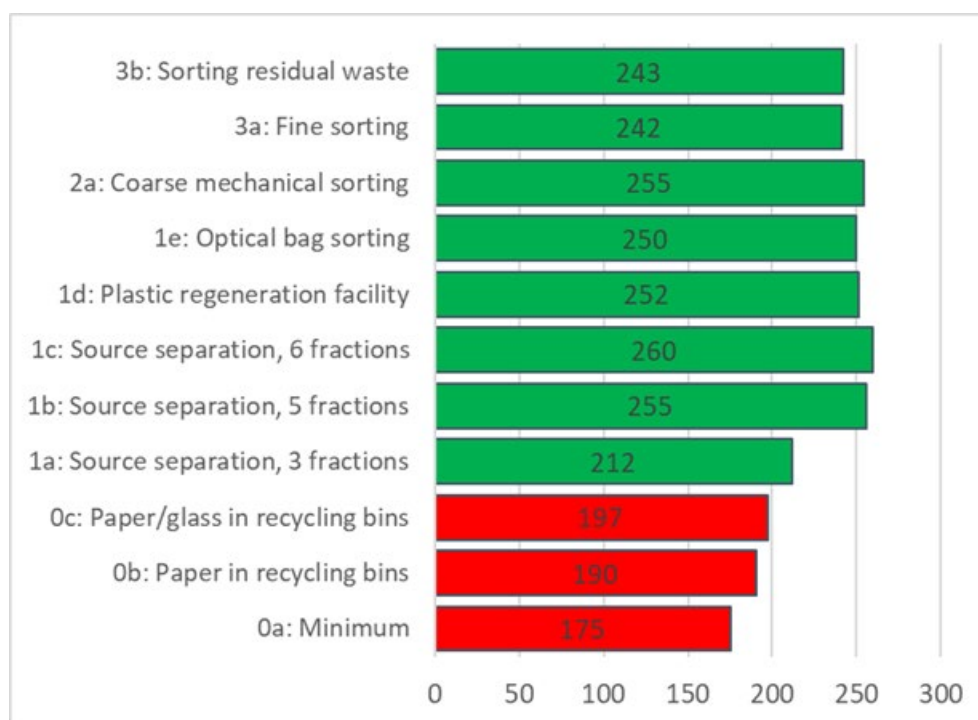
- The increase in costs is lower, the higher the service level already available. Compared to the cheapest scenario with the lowest service level (delivery by citizens of paper and glass to cubes), the cost of the environmentally most ambitious scenarios increases by between 25% and 33%. If one compares with a scenario with a higher service level (e.g. collection of paper and glass at the residence), the cost increases only between 10% and 20%.
- With regard to the environmentally most ambitious scenarios (source separation of cardboard, plastic and metal at coarse mechanical separation plant or fine sorting plant, Tracks 2

and 3) there are smaller differences in total costs in the order of 10%, and from that point of view, the cost differences between these scenarios are minor. However, when compared to the additional costs of not recycling cardboard, plastics and metal, the fine sorting and residual waste sorting plants perform clearly better, as their additional cost amounts to 10% to 14%, while the coarse mechanical separation plant and source separation scenarios experience additional costs closer to 20%. In sum, the increase in overall costs, when moving from one scenarios to another, is limited with regard to the environmentally most ambitious scenarios, but for some scenarios, the increase is less than for others.

- Collection costs represent the largest and most sensitive cost driver in the increased recycling, and there may be major differences in the collection costs for single-family homes and apartments.
- For single-family homes, collection costs are significant, and the additional cost of increased recycling is also relatively high because more containers and more emptyings are needed for each home. To the extent that a separation plant can replace or reduce number of containers and emptyings, the plant will reduce collection costs. This saving can be so significant that it can be a most important decision parameter when deciding whether to construct a separation plant or not.
- Conversely, collection costs for apartment buildings represent a somewhat smaller proportion of the total collection costs. In addition, the flexibility of the containers at apartment buildings is often larger. It therefore only gives rise to a modest increase in total collection costs if recycling is increased. It also implies that the construction of a separation plant will not reduce the collection costs of the households living in apartment buildings.
- Optical bag sorting is an alternative to increasing the number of containers and emptyings in connection with increased recycling of household waste from single-family homes. Therefore, this solution is, especially, economically efficient when the catchment area consists of many single-family homes. In catchment areas with many apartment buildings optimal bag sorting provides only limited savings on collection costs, which will not outweigh the costs of offering optical bag sorting solutions to the households.
- The residual waste sorting plant seems to be the cheapest among the ambitious scenarios, but since it is a fairly unproven technology in Denmark, there are uncertainties associated with environmental and economic impacts.
- There is a significant environmental gain abroad from increased recycling of plastics and metal. The main elements are greenhouse gases (typically, about 60% of the damage costs) and particles (typically, about 30% of the damage costs). Therefore, it significantly affects the results, if international damage costs are considered and externalities abroad are included - instead of using the carbon quotas price, as is the case in calculations made.

CHART 0-2 provides an overview of the socio-economic impacts of the different scenarios and the magnitude of the differences between them.

CHART 0-2 Socio-economic impacts of waste collection and treatment in the 11 scenarios, million DKK per year per catchment area, market prices¹



Note: 1) The red columns indicate scenarios that do not meet the new EU requirement to introduce source separation of organic waste by the end of 2023, whereas the green columns indicate scenarios that do. The socio-economic impact assessment does not, as opposed to the life-cycle assessment, provide an estimate of the uncertainty, as there is no reliable data available about the uncertainty of the individual cost elements.

On the basis of the above chart it is also possible concluding the following:

- The socio-economic costs of increasing service levels in the form of collection schemes rather than delivery schemes (from 0a to 0b and 0c) amount to 10% of the total costs or less. It does not take into consideration the value of time savings of households or the environmental impacts from possibly higher collection rates for glass and paper.
- The socio-economic costs of source separation of organic waste (from 0b to 1a) are also low; they amount to less than 10% of the total costs. When cardboard, plastic and metal are to be recycled, total costs rise by a further 20%.
- Looking only at the scenarios where all fractions are recycled (1c to 3a), the cost difference between these seems relatively small (DKK 18 million per year out of a total of DKK 242-260 million per year, i.e. about 7%). The sensitivity analyses carried out did not challenge this picture. Therefore, the socio-economic analysis cannot identify significant cost differences between the scenarios with high recycling rates.

- On the other hand, Track 3 with high technology plants seems to give rise to a smaller increase in costs compared with recycling of the organic waste. The cost increase is about DKK 30 million per year for Track 3, while it is DKK 40-48 million per year for Tracks 1 and 2 – if one compares with a solution characterized by recycling of organic waste, paper and glass only. This does not include the possibly differences in time savings of households in the various scenarios and the value hereof.

Furthermore, it should be mentioned that the analysis of the socio-economic impacts touches upon the citizens' perceived costs and benefits linked with different waste collection and treatment systems, although it does not value and include these in the calculations made. This is new compared to Environmental Project No. 1458, which did not touch upon the citizens' costs and benefits at all. The costs and benefits of the citizens of the various schemes have a lot to do with time spent, but not exclusively. For instance, the area occupied by recycling bins can affect citizens' costs and benefits.

The reason why this topic is touched upon in the current report is that citizens' costs and benefits linked with different waste collection and treatment systems undoubtedly are of importance to the socio-economic impact assessment. This was, in fact, highlighted in the public debate following the publication of the predecessor of this project, Environmental Project 1458. In addition, many municipalities and waste companies pay much attention to the citizens' costs and benefits when they discuss and decide on the appropriate service level. Hence, "service level" can be perceived as synonymous with "citizens' costs and benefits". When no valuation and calculations have been made in this regard in this report, it is due to the fact that currently there is no robust evidence-based basis for doing this. It is discussed in detail in Appendix 5 to this report.

Caveats

Finally, a number of caveats should be made. It is key that the reader has these in mind when reading the report, so as to avoid jumping into conclusions with regard to, for instance, the choice between various waste collection and treatment schemes. The caveats are as follows:

- One should be careful transferring the report's findings as to the socio-economic impacts to a given municipality. The analysis and the underlying calculations are stylized and not adapted to the individual municipalities. However, there are large differences between the municipalities with regard to, among others, the shares of single-family homes and apartment buildings, distances to separation and treatment plants and their size, tariffs and area requirements for recycling bins. In addition, the results show that, especially, the breakdown of households on single-family homes and apartment buildings is of major importance to the results of the socio-economic impact assessment.
- The analysis is based on existing technologies, including well-known heat technologies and existing separation technologies.
 - As regards heat technologies, it should be mentioned that the entire green transition with green electricity, heat pumps, geothermal heat and heat from data centres may make increased recycling environmentally and economically more attractive - for instance, because energy production from biogas can be made more flexible than energy production from waste incineration. As the green transition gains momentum, the pros and cons of increased recycling will change

- As regards separation technologies, it is important to keep in mind that they develop at high speed in these years (for instance, a lot is happening in the field of robot sorting) and are likely to affect the results of the analysis, both the life-cycle assessment and the socio-economic impact assessment.
- The socio-economic calculations made are based on a long-run marginal cost approach, assuming that the plants' capacity is fully adapted to the catchment area's needs for incineration and recycling. This implies that the calculations do not take into account that it may take time to make this adjustment. In fact, the adaptation to increased recycling can occur so quickly that some existing plants will end up with overcapacity for a shorter or longer period. If so, new plants will, as a rule, generate a lower socio-economic value because they replace a non-fully worn-out capital stock (so-called "stranded costs"). This issue could be highlighted by more dynamic waste planning models.
- The environmental impact assessment is based on the current legal and regulatory framework. If this changes, the results of this analysis will also change (for instance, if the rules for the application of degraded organic matter and the nutrient load associated with it are changed). The socio-economic valuation uses market prices that do not necessarily reflect future resource shortages.
- The citizens' perceived costs and benefits linked with different waste collection and treatment systems are not accounted for, although there is a lot of evidence that it is very important for the results of socio-economic impact assessment. As already mentioned, it is not possible valuating and calculating these costs and benefits today due to lack of robust data.
- The socioeconomic impact assessment rests upon a geographical demarcation, implying that gains from environmental effects abroad of increased recycling are not included. This is because the assessment has been carried out in accordance with the Danish Ministry of Finance's current guidance on socio-economic impact assessments. Environmental impacts abroad are, however, included in the life-cycle assessment.

INDHOLD

Forkortelser	iii
Sammenfatning	iv
Summary	xiii
1. Indledning	1
2. Scenarier og fælles forudsætninger	2
2.1 Fraktioner	2
2.2 Analysespor	3
2.2.1 Minimumssporet	6
2.2.2 Kildesorteringssporet	6
2.2.3 Grovsorteringssporet	7
2.2.4 Finsorteringssporet	8
2.3 Scenarier	9
2.4 Fælles forudsætninger	10
2.4.1 Fraktioner, affaldspotentialer og boliger	10
2.4.2 Oplande	11
2.4.3 Kildesorteringseffektiviteter	11
2.4.4 Anlægssorteringseffektiviteter	12
3. Metode og databehov, LCA	13
3.1 Metode	13
3.1.1 ISO-standard	13
3.1.2 Konsekvensmodellering	13
3.1.3 Funktionel enhed	15
3.1.4 Inkluderede miljøpåvirkninger	15
3.1.5 Systemafgrænsning	15
3.1.6 EASETECH LCA-model	16
3.2 Databehov	16
3.3 Kritiske forudsætninger	17
3.3.1 Datagrundlag i analysen	17
3.3.2 'Zero burden'	18
3.3.3 Biomasse en begrænset ressource	18
3.3.4 Delvis neutralitet af biogene CO ₂ -emissioner	19
3.3.5 Samme sorteringseffektiviteter for alle fraktioner ved henteordninger	19
3.3.6 Kapacitetsbehov i behandlingsanlæg	19
4. Metode og datakilder, SØK	20
4.1 Formål med og afgrænsning af scenarieberegninger	20
4.2 Beregningsmetode for scenarierne	21
4.2.1 Konsekvensskema	21
4.3 Datakilder og forudsætninger	22
4.3.1 Beholdervalg, tømningsfrekvens og omkostninger	22
4.3.2 Poseforbrug	26

4.3.3	Transportafstande og –omkostninger	26
4.3.4	Forbrændingsanlæg	28
4.3.5	Pulp-anlæg og biogasfællesanlæg	29
4.3.6	Sorteringsanlæg	30
4.3.7	Afsætningspriser	31
4.3.8	Marginale skadesomkostninger	33
4.3.9	Afgifter	35
4.4	Nytte og anvendelse af tid og areal ved øget sortering	36
4.5	Kritiske forudsætninger	36
5.	Resultater, LCA	38
5.1	Overordnede LCA-resultater	38
5.2	Minimumssporet	40
5.3	Kildesorteringssporet	41
5.3.1	Udsortering af organisk affald (1a)	41
5.3.2	Udsortering af plast og metal (1b)	42
5.3.3	Fuld kildesortering (1c, 1d og 1e)	42
5.4	Kildeopdelingssporet	43
5.4.1	Grovsorteringssporet (2a)	43
5.4.2	Finsorteringssporet (3a og 3b)	43
5.5	Andre miljøpåvirkninger end global opvarmning	44
5.6	Følsomhedsanalyser	45
5.6.1	Biomasse som begrænset materiale	45
5.6.2	CO ₂ -neutralitet for biomasseenergi	46
5.6.3	Antagelser omkring marginal el og varme	47
5.6.4	Betydning af infrastruktur og konstruktion af behandlingsanlæg	47
6.	Resultater, SØK	49
6.1	Overordnede resultater	49
6.1.1	Samlede samfundsøkonomiske omkostninger	49
6.1.2	Budgetøkonomiske effekter	51
6.1.3	Den opnåede genanvendelsesgrad	53
6.1.4	De samfundsøkonomiske omkostninger ved forbrænding	54
6.1.5	Værdisætning af nytte, tid og areal ved øget sortering	56
6.2	Minimumssporet	56
6.2.1	Henteordninger for papir	57
6.2.2	Papir og glas i fælles spand	58
6.3	Kildesorteringssporet	59
6.3.1	Udsortering af organisk affald	59
6.3.2	Udsortering af plast og metal	60
6.3.3	Fuld kildesortering	61
6.3.4	Finsortering af plast	62
6.3.5	Posesortering	63
6.4	Grovsorteringssporet	65
6.4.1	Grovsortering til fire fraktioner	65
6.5	Finsorteringssporet	66
6.5.1	Finsortering af pap, plast og metal	67
6.5.2	Finsortering af restaffald	68
6.6	Fraktionsspecifikke omkostninger	69
6.7	Eksternaliteter	70
6.8	Følsomhedsanalyser	73
6.8.1	Indsamlingsomkostninger	74
6.8.2	Værdisættelse af miljøeffekter	75
6.8.3	Afsætningspriser på blandet plast og polymerer	77

6.8.4	Omkostningsdrivere i forbrænding	77
6.8.5	Varmepriser og -afgifter	78
7.	Konklusioner	80
Bilag 1.	Litteraturliste	82
Bilag 2.	Medlemmer af følgegruppen	84
Bilag 3.	Mødereferater, Følgegruppen	85
Bilag 4.	Scenarier, Oversigt	105
Bilag 5.	Metodenotat, SØK	109
Bilag 6.	Data, LCA	126
Bilag 7.	Data, SØK	228
Bilag 8.	Følsomhedsanalyser, SØK	247
Bilag 9.	Teknologinotat, Sorteringsanlæg	250
Bilag 10.	Samfundsøkonomisk konsekvensskema	257
Bilag 11.	Kommentarer, Peer reviewers	264

1. Indledning

Nærværende rapport er udarbejdet inden for rammerne af projektet "Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af øget genanvendelse af husholdningsaffald", som COWI A/S og DTU (herefter: COWI/DTU) gennemførte på vegne af Miljøstyrelsen i perioden fra august 2017 til oktober 2018 (DTU er underleverandør til COWI).

Projektet har til formål at analysere og vurdere de miljømæssige og samfundsøkonomiske konsekvenser af en øget indsats for udsortering af seks fraktioner (glas, papir, pap, plast, metal og organisk affald). Fokus er på husholdningsaffaldet, hvad enten det indsamles som dagrenovation eller udsorteres af husholdningerne til genanvendelse. Elektronikaffald, storskrald og husholdningsaffald afleveret på genbrugspladser er ikke medtaget i analysen.

Derved skal projektet bidrage til etableringen af et solidt grundlag for den kommende nationale affaldsplan samt Miljø- og Fødevareministeriets igangværende arbejde med cirkulær økonomi i Danmark såvel som i EU, herunder øget genanvendelse.

Projektet tager udgangspunkt i tidligere gennemførte analyser, heriblandt Miljøprojekt nr. 1458, som udgjorde en del af grundlaget for Ressourceplan for affaldshåndtering 2014.

I projektet – og også i rapporten – er der lagt stor vægt på at fremhæve de valgte forudsætninger for analyserne, herunder de kritiske forudsætninger. Derved sikres, at læseren får indsigt i projektets afgrænsninger og tilhørende begrænsninger og dermed kan forholde sig til og bruge den valgte analysetilgang.

Rapporten består af i alt syv kapitler, inklusive nærværende indledning:

- Kapitel 2 redegør for de valgte scenarier og fælles forudsætninger for analyserne, både analysen af de miljømæssige konsekvenser (livscyklusvurderingen) og analysen af de samfundsøkonomiske konsekvenser (SØK-analysen)
- Kapitel 3 præsenterer den valgte metode og de anvendte datakilder i forbindelse med livscyklusvurderingen; i denne sammenhæng fremhæves de kritiske forudsætninger
- Kapitel 4 gør det samme som kapitel 3, blot i forbindelse med SØK-analysen
- Kapitel 5 præsenterer resultaterne af livscyklusvurderingen
- Kapitel 6 præsenterer resultaterne af SØK-analysen
- Kapitel 7 indeholder en sammenfatning og en række konklusioner.

Herudover indeholder rapporten i alt 11 bilag.

2. Scenarier og fælles forudsætninger

Den foretagne analyse baserer sig på en række fraktioner, analysespor (eller bare spor) og scenarier. Et analysespor betegner en generel måde, hvorpå husholdningsaffaldet indsamles, udsorteres og genanvendes, og et analysespor består af ét eller flere scenarier, der hver især angiver en konkret måde, hvorpå husholdningsaffaldet håndteres. I formuleringen af analysespor og scenarier gemmer sig en række forudsætninger af afgørende betydning for analysen, herunder både vurderingen af de miljømæssige konsekvenser (livscyklusvurderingen) og analysen af de samfundsøkonomiske konsekvenser (SØK-analysen).

I dette kapitel redegøres for de omhandlede fraktioner, analysesporene og de udvalgte scenarier. De fælles forudsætninger for livscyklusvurderingen og SØK-analysen fremhæves.

2.1 Fraktioner

Analysen omhandler syv fraktioner af forskellige typer affald, som husholdningerne skal skelne imellem og udsortere, alt efter scenarievalg. De syv fraktioner er:

- Glas: Emballageglas
- Papir: Aviser, ugeblade, reklamer, brev- og printpapir
- Pap: Småt pap/papemballager og bølgepap, men ikke drikkekartoner
- Plast: Folier (2D) og hård plast/dunke (3D); både plastemballager og andet plast
- Metal: Dåser, småt metal
- Organisk: Vegetabilsk og animalsk madaffald, mindre andele haveaffald
- Rest: Bleer, træ, tekstiler, gummi, kattegrus/dyreekskrementer osv.

Den øgede udsortering fremkommer for glas og papir ved, at disse fraktioner overgår fra kubeordninger til indsamling i beholdere placeret ved husstanden. For organisk, pap, plast og metal øges udsorteringen ved, at der ved husstandene placeres nye eller ændrede beholdere.

I livscyklusvurderingen er fraktionerne opdelt i 48 underfraktioner, hvilket muliggør en mere præcis karakterisering af en række forskellige miljøeffekter ved fraktionens behandlingsvej. I den samfundsøkonomiske vurdering arbejdes der primært med de syv fraktioner, omend materialernes salgsværdi udregnes ud fra mere detaljerede oplysninger om fraktionernes sammensætning.

Elektronikaffald, affald på genbrugspladser og storskrald afhentet ved boligen indgår sommetider i overvejelserne om indsamlingen af det øvrige husholdningsaffald. For alle tre fraktioner er det ret vanskeligt at få et overblik over de samlede mængder, og alene af denne grund vil det være vanskeligt at lave en fornuftig analyse heraf.

Det kan have betydelige miljømæssige effekter, hvis elektronikaffald ikke udsorteres, men manglen på data om mængder gør denne analyse for vanskelig at foretage. Elektronikaffaldets begrænsede volumen gør, at der ikke er nogen indflydelse på omkostningerne til det øvrige husholdningsaffald (ud over den ekstra omkostning til indsamlingsordningen for elektronikaffald). Derfor medtages elektronikaffald ikke i nærværende analyse.

Husholdningsaffald, der i dag afleveres på genbrugspladser, er typisk kun glas, papir, pap, plast og metal. Stort set alle kommuner har i dag allerede andre ordninger for glas og papir (som er de største mængder), så analysen af at flytte glas og papir fra genbrugspladser til andre ordninger er mindre relevant. Mængderne af småt pap og småt metal samt plast, der afleveres på genbrugspladser, er typisk meget beherskede, idet det meste af disse fraktioner formentlig placeres i restbeholderen eller omfattes af en eventuel indsamlingsordning for disse fraktioner. For disse fraktioner vil der derfor næppe være tale om en mærkbar miljømæssig eller økonomisk effekt. Derfor medtages affald til genbrugspladser ikke i nærværende analyse.

Storskrald kan typisk ikke placeres i beholdere til dagrenovation, og borgerne må af denne grund formodes næsten altid at benytte de eksisterende kommunale tilbud hertil, hvad enten dette er afhentning på adressen eller aflevering på genbrugspladsen. Derfor vil storskraldsordninger ikke have væsentlig indflydelse på omkostningerne til det øvrige husholdningsaffald, og de er derfor ikke medtaget i nærværende analyse.

2.2 Analysespor

I analysen indgår 11 scenarier, som er beskrevet mere detaljeret i Afsnit 2.3 og Bilag 4. Antallet af scenarier afspejler, at der er mange forskellige kombinationsmuligheder af indsamlings- og behandlingsformer, både anvendt i dag af forskellige kommuner og affaldsselskaber og mulige kombinationer til fremtiden. Da kommunerne har ret forskellige udgangspunkter, er der således ikke et decideret basisscenarie. I stedet kan det være relevant for en kommune at identificere det scenarie, som har bedst lighed med denne kommunes situation i dag, og dernæst sammenligne med relevante alternative scenarier.

Et centralt omdrejningspunkt i analysen er, hvordan adskillelsen/sorteringen – i resten af denne rapport benævnt "grovsorteringen" – af pap, plast og metal foregår. Indretningen af grovsorteringen betinger, hvilke større, koordinerede anlægsinvesteringer der evt. skal ske i det danske affaldssystem, og derfor danner grovsorteringen udgangspunkt for scenariernes tilknytning til analysesporene.

Grundlæggende skal alle materialer grovsorteres og finsorteres, før de kan oparbejdes¹. **Grovsorteringen** kan ske på fire måder:

- **Ingen grovsortering** overhovedet. Pap, plast og metal iblandes restaffaldet og brændes.
- **Kildesortering**, hvor borgeren selv adskiller pap, plast og metal i separate beholdere/rum. Metal og plast skal yderligere finsorteres før oparbejdning.
- **Lavteknologisk sorteringsanlæg**, som sorterer blandet plast og metal til finsorteret jern og aluminium, samt en restfraktion bestående af den blandede plast og ikke-fraserede urenheder. Metallerne kan afsættes til oparbejdning, mens plasten skal finsorteres på et andet anlæg, før den kan oparbejdes.
- **Højteknologisk sorteringsanlæg**, hvor blandet pap, plast og metal først grovsorteres mekanisk og derefter finsorteres til udsorteret pap, metaller som jern, aluminium m.fl. og en række forskellige plastpolymerer. Alle disse materialer kan uden yderligere sortering afsættes til oparbejdning.

¹ Oparbejdningen vil oftest også inkludere en mindre fraseret af uønskede rester.

De 11 scenarier er grupperet i fire analysespor, som afspejler de ovennævnte fire måder at grovsortere pap, metal og plast på, herunder muligheden for slet ikke at udsortere disse materialer. De fire spor er opsummeret i TABEL 2-1. Sporene er i store træk ens, hvad angår indsamling og sortering/behandling af organisk affald, papir og glas. Forskellene mellem fraktionerne er ikke vist i tabellen, men i stedet forklaret nærmere i Afsnit 2.3.

TABEL 2-1 Håndtering og sortering af pap, plast og metal i de fire spor¹

	Grovsortering	Finsortering	Oparbejdning
0. Minimumssporet	Ingen	Ikke relevant	Ikke relevant
1. Kildesorteringssporet	Kildesortering ved husstanden	På højteknologiske anlæg i DK eller udlandet	På anlæg i udlandet
2. Grovsorteringssporet	På lavteknologiske anlæg i DK	På højteknologiske anlæg i udlandet	På anlæg i udlandet
3. Finsorteringssporet	På højteknologiske sorteringsanlæg i DK		På anlæg i udlandet

Note: 1) I grovsorteringssporet kan det lavteknologiske anlæg ikke håndtere papfraktionen, og denne må derfor kildesorteres ved husstanden. De lavteknologiske anlæg kan dog godt finsortere metal. Se Bilag 4 for en præcis opregning af fraktionernes sortering og behandling

I Spor 3, hvor grovsorteringen af pap, plast og metal sker på et højteknologisk anlæg, sker finsorteringen af alle tre fraktioner på et anlæg i Danmark. I sporene 1 og 2, hvor grovsorteringen sker ved kildesortering og på et lavteknologisk anlæg, kan både pap og metal finsorteres på forholdsvis simple anlæg dedikeret til den pågældende fraktion eller ved manuel sortering hos genindvinderne. Sådanne simple anlæg findes allerede i dag hos genindvindere i Danmark samt i udlandet.

I sporene 1 og 2 skal den blandede plastfraktion finsorteres på et højteknologisk anlæg efter grovsorteringen. Af TABEL 2-1 fremgår det, at sådanne højteknologiske anlæg i Spor 1 kan ligge i enten Danmark eller i udlandet, mens det for Spor 2 kun kan ligge i udlandet.

Placeringen af et højteknologisk anlæg har to konsekvenser - én for den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering og én for livscyklusvurderingen.

For det første har placeringen af det højteknologiske anlæg i Danmark eller udlandet betydning for den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering. Udsving i de internationale markedspriser for grovsorterede og finsorterede materialer (og særligt forskellen mellem priserne for grov- og finsorterede materialer) kan give anledning til økonomiske tab eller gevinster for finsorteringsanlægget.

- Når anlægget er placeret i Danmark, beregnes den samfundsøkonomisk behandlingsomkostning som anlæggets samlede omkostninger minus indtægter fra afsætning af materialer (internationale markedspriser samt transportomkostning til udlandet) og rest (nettoomkostning ved forbrænding).
- Når anlægget er placeret i udlandet, bruges den internationale markedspris for blandede materialer plus transportomkostningen som samfundsøkonomisk behandlingsomkostning.

Opdelingen er interessant i forhold til det aktuelle, internationale marked for genanvendelig plast. Det er sandsynligt, at det nye kinesiske importforbud for blandet plast vil medføre, at prisforskellen mellem finsorteret plast og blandet plast øges, idet omkostningerne forbundet med bearbejdning af blandet plast stiger. Herved vil finsorteringsanlæg have en højere indtjening (prisforskellen mellem blandet og sorteret plast), men de samme omkostninger og således en profit. Denne profit indgår som en samfundsøkonomisk gevinst, hvis anlægget ligger i Danmark, men ikke hvis det ligger i udlandet. Efterhånden som Europa etablerer mere kapacitet til finsortering af blandet plast, må man forvente, at prisforskellen mellem blandet og finsorteret plast i højere grad vil afspejle omkostningerne, hvorved profitten vil formindskes eller forsvinde.

En anden konsekvens ved, at anlægget ligger i Danmark, er, at det er forholdsvis simpelt at observere, i hvor høj grad danske, blandede materialer genanvendes. Dette kan være vanskeligere, når anlæggene er placeret i udlandet, og materialerne passerer gennem flere led før endelig oparbejdning. Graden af genanvendelse har betydning for borgernes oplevede nytte af sorteringsindsatsen, og derfor kan en uventet ringe genanvendelse efter borgernes sorteringsindsats medføre et samfundsøkonomisk tab.

I forhold til livscyklusvurderingen afgør placeringen af finsorteringsanlægget, hvilke konsekvenser forbrændingen af den frasorterede rest får:

- Når den frasorterede rest bliver behandlet på danske forbrændingsanlæg, vil den her producere el og varme og på den måde fortrænge danskproduceret el og varme.
- Når anlægget er placeret i udlandet, vil den blive forbrændt på udenlandske anlæg med fortrængning af udenlandsk produceret el og (evt.) varme.

Den fortrængte udenlandske el og varme kan tænkes at udlede en højere CO₂-mængde, end hvad tilfældet er i Danmark. Hermed vil placering af anlæggene i udlandet trække nettoudledningerne på verdensplan ned. På den anden side kan lavere virkningsgrader på de udenlandske anlæg også trække den samlede CO₂-udledning op. Forskelle i udledningerne fra transport som følge af anlæggenes placering forventes at være relativt små sammenlignet med de øvrige effekter.

Øget genanvendelse af materialer formindsker også de affaldsmængder, som går til forbrændingsanlæg. Hermed skal andre energikilder erstatte den forsyning af varme og el, som forbrændingsanlæggene ikke længere kan producere som følge af faldet i tilgang af forbrændingsaffald. Produktionsformen for denne erstatningsenergi (fossilt, biomasse eller øvrig vedvarende energi) har – ligesom erstatningen af virgine materialer – betydning for resultatet af livscyklusvurderingen.

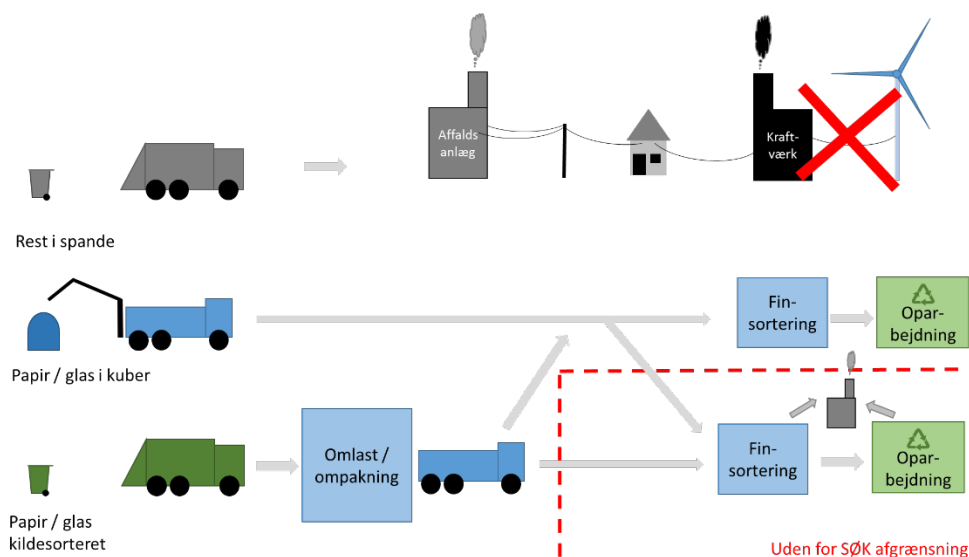
For alle spor gælder det, at udsortering af genanvendelige materialer til oparbejdning medfører, at de genanvendte materialer erstatter virgine materialer (f.eks. plast af ny råolie, metal fra miner, papir fra træer). Denne erstatning er ofte langt den største miljøgevinst, idet fremstillingen af virgine materialer er mere energi- og ressourceintensiv end fremstillingen af returmaterialer.

I det følgende gennemgås de fire spor – ét for ét.

2.2.1 Minimumssporet

I minimumssporet sker grovsorteringen som kildesortering, og kun papir og glas til kuber, evt. med papir i beholdere ved husstanden. Det kildesorterede affald køres til oparbejdning, som erstatter virgine materialer. Restaffaldet (dvs. alt andet end udsorteret papir og glas) køres til forbrænding. Energiproduktionen herfra fortrænger anden energiproduktion i Danmark. Minimumssporet er illustreret i FIGUR 2-1.

FIGUR 2-1 Minimumssporet¹



Note: 1) Se Bilag 4 for en præcis opregning af fraktionernes sortering og behandling.

Finsortering og oparbejdning af glas antages at ske i Danmark, mens finsortering og oparbejdning af papir antages at ske i udlandet. Der findes ikke pålidelige data om omkostningerne for glassortering og oparbejdning, så derfor antager den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering, at markedspriserne for afsætning af glas afspejler de samfundsøkonomiske omkostninger til genanvendelse

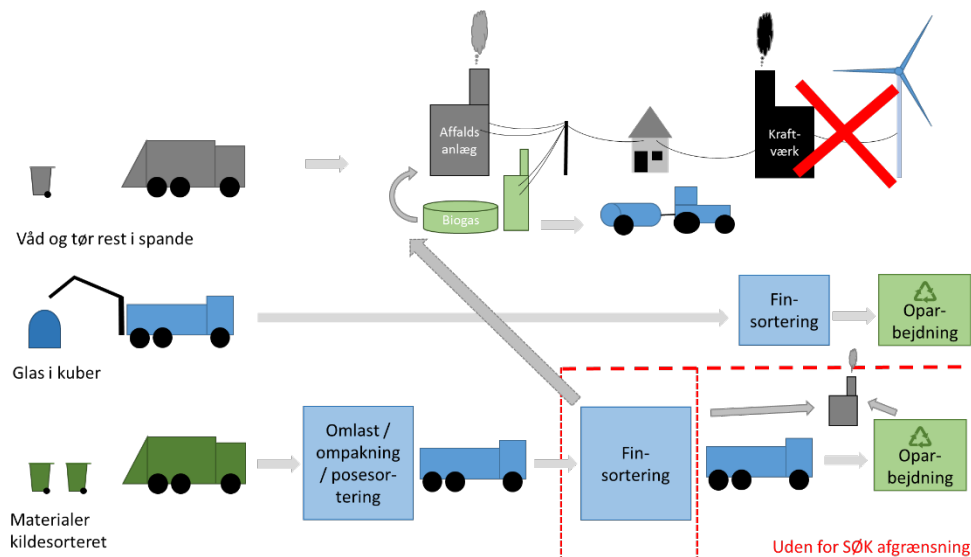
2.2.2 Kildesorteringssporet

I kildesorteringssporet sker grovsorteringen af fraktionerne via kildesortering i dertil indrettede beholdere og kuber. Organisk affald kildesorteres, pulpes og forgasses derefter på biogasfællesanlæg sammen med gylle, og naturgassen herfra opgraderes til brug i naturgasnettet. Materialefraktionerne afsættes til gældende markedspriser til yderligere sortering og oparbejdning til materialer. Materialerne komprimeres ikke før transport til modtagende genindvinder (som efterfølgende sender materialer videre til finsortering/oparbejdning). Restfraktionen og de materialer, som ikke blev udsorteret, placeres i restbeholderen og forbrændes i Danmark sammen med rejekt fra pulpning.

I den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering antages det, at forskellen i markedspriserne for kildesorteret og finsorteret papir, pap, metal og glas afspejler omkostningen til finsortering af hver af disse fraktioner. Denne antagelse kan være problematisk for plast (beskrevet nærmere i Afsnit 4.3.7), og der beregnes derfor scenarier, som belyser både et anlæg til finsortering af plast placeret i Danmark og finsortering i udlandet til markedsprisen for blandet plast.

I kildesorteringssporet præsenteres en række af scenarier, som gradvist udsorterer flere fraktioner. Herved kan man bedre følge økonomi- og miljøpåvirkninger af de enkelte fraktioner. Kildesorteringssporet er illustreret i FIGUR 2-2. Antagelserne for valg af beholdere og tømningsskemaer er beskrevet i Bilag 7.

FIGUR 2-2 Kildesorteringssporet¹



Note: 1) Se Bilag 4 for en præcis opregning af fraktionernes sortering og behandling. Finsorteringsanlægget til plast ligger i Danmark i et af scenarierne (stiplet SØK-afgrænsning).

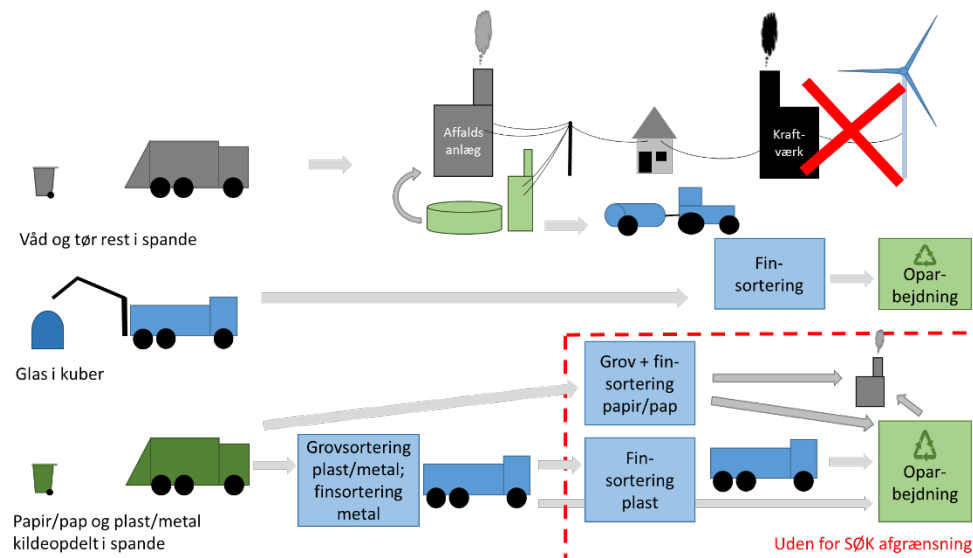
2.2.3 Grovsorteringssporet

I grovsorteringssporet blandes materialerne i nogen grad i husstandens beholdere. Plast og metal placeres i samme rum, og papir og pap placeres også i samme rum. Hermed spares en beholder i forhold til de tilsvarende kildesorteringsscenarie (1b-1d), og tømningen kan også effektiviseres, så indsamlingsomkostningerne kan reduceres i forhold til kildesorteringssporet.

Ulempen ved at sammenblende papir med pap, og plast med metal er, at materialerne efterfølgende skal grovsorteres. Nogle aktører har allerede i dag simple anlæg, som kan grovsortere papir-/papblandingen, omend typisk til en lavere modtagerpris end papir og pap hver for sig. Til metal-/plastblandingen etableres et lavteknologisk anlæg, som kan grovsortere metal fra plast og efterfølgende finsortere metallet til jern/kobber og aluminium. Den blandede plast komprimeres og sendes til finsortering i udlandet. Pap og papir komprimeres ikke før transport til oparbejdning og evt. finsortering i udlandet.² Grovsorteringssporet er illustreret i FIGUR 2-3

² Der laves ikke et scenarie, hvor finsorteringen sker i Danmark, da det må formodes, at det ville være mere økonomisk effektivt at kombinere anlæggene til grov- og finsortering. Herved ville et sådant scenarie være identisk med de tilsvarende i finsorteringssporet.

FIGUR 2-3 Grovsorteringsspor¹



Note: 1) Der kan også forekomme omlastning (ikke vist) af de kildeopdelte materialer i dette spor, såfremt afstanden fra boliger til anlæg er stor. Se Bilag 4 for en præcis opregning af fraktionernes sortering og behandling.

2.2.4 Finsorteringsspor

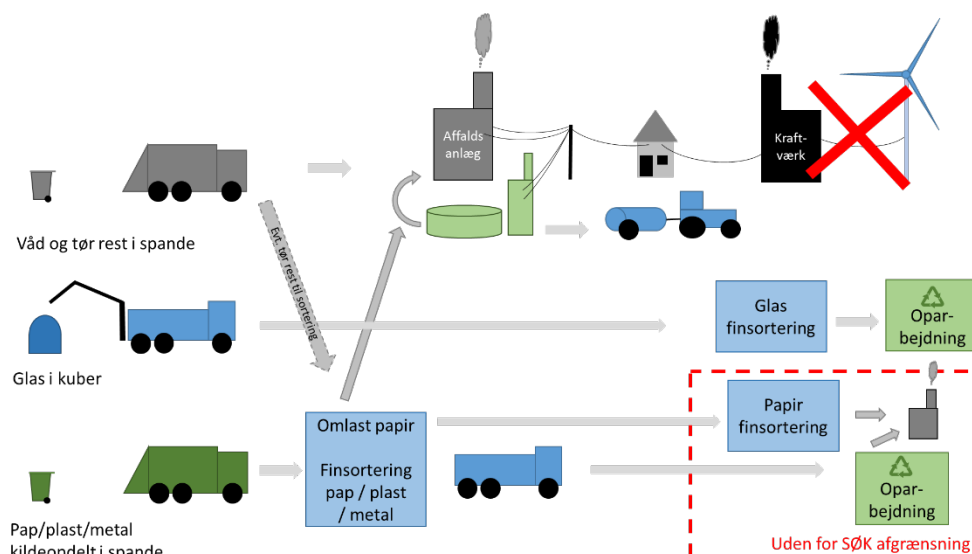
Formålet med dette spor er, set fra en samfundsøkonomisk vinkel, at bibeholde besparelserne opnået i form af reduktion i indsamlingsomkostningerne i grovsorteringsspor, samtidig med at værdien af de afsatte genanvendelige materialer søges hævet. Det sker på to måder:

- Etableringen af et finsorteringsanlæg vil medføre, at en eventuel overnormal profit³ realiseres i Danmark og kommer affaldsselskabernes kunder til gode.
- Finsorteringsanlægget i dette spor gør, at pap blandes med plast og metal, i stedet for med papir. Herved kan opnås en højere afsætningspris for papir. Det er vigtigt, da papir udgør store mængder og størstedelen af materialeindtægterne, så ændringer i afsætningsprisen for papir har potentielt stor indflydelse på de samlede indtægter og nettoomkostningerne. Endvidere vil de ikke-genanvendelige rester fra finsortering blive forbrændt i Danmark, hvilket har betydning for bl.a. det offentlige afgiftsprovenu.

I dette spor udsorteres metal, plast og pap til ét rum og indsamles og transporteres til et højteknologisk sorteringsanlæg, som finsorterer til udsorteret pap, jern aluminium og plastpolymerer. Papir kildesorteres til oparbejdning (i udlandet), mens rest og organisk materiale køres til forbrænding og bioforgasning. Dette spor er illustreret i FIGUR 2-4.

³ Se diskussion af materialepriser og overnormal profit i afsnit 4.3.7.

FIGUR 2-4 Spor for kildeopdeling med højteknologiske sorteringsanlæg¹



Note: 1) Der kan også forekomme omlastning (ikke vist) af de kildeopdelte materialer i dette spor, såfremt afstanden fra boliger til anlæg er stor. Se Bilag 4 for en præcis opregning af fraktionernes sortering og behandling.

2.3 Scenarier

De forskellige spor er analyseret i 11 scenarier, som hver især belyser forskellige skridt mod øget genanvendelse ved hjælp af bestemte teknologier, jf. TABEL 2-2.

TABEL2-2 Oversigt over sortering og behandling af affald i scenarierne¹

	Glas	Papir	Pap	Plast	Metal	Rest	Organisk
0a: Minimum, papir i kuber	A	A	F				
0b: Minimum, papir i spande	A	A	F				
0c: Minimum, papir og glas i fælles spand	A		F				
1a: Kildesortering 3 fraktioner	A	A	F				B
1b: Kildesortering 5 fraktioner	A	A	F ³	A		F ³	B
1c: Kildesortering 6 fraktioner, udland²	A	A	A	A	A	F	B
1d: Kildesortering 6 fraktioner, Danmark²	A	A	A	S	A	F	B
1e: Poseanlæg 6 fraktioner	A	A	A	A	A	F	B
2a: Kildeopdelt (lavteknologisk)	A	A ⁴		S		F	B
3a: Kildeopdelt (højteknologisk)	A	A	S			F	B
3b: Restsortering (højteknologisk)	A	A	S			F	B

Noter: 1) F = forbrænding; B = bioforgasning; A = afsat direkte til genindvinding/oparbejdning; S = sorteret før oparbejdning; Tabelceller, som er sammenlagt, angiver, at fraktionerne indsamles i samme rum/pose. 2) Scenarierne 1c og 1d har samme indsamlingsordning, men i 1c finsorteres plast i udlandet, mens det i 1d finsorteres i Danmark. 3) I scenarie 1b indsamles pap

sammen med rest og forbrændes. 4) I scenarie 2a indsamles papir og pap blandet i samme rum. Se Bilag 4 for en præcis opregning af fraktionernes sortering og behandling.

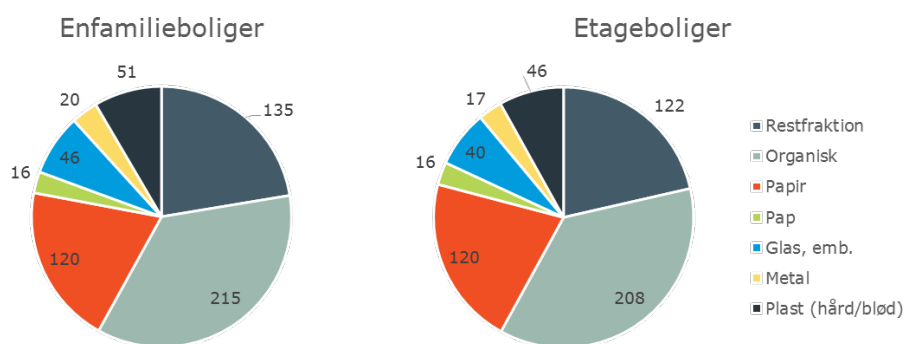
2.4 Fælles forudsætninger

I dette afsnit fremhæves de fælles forudsætninger for LCA- og SØK-analyserne

2.4.1 Fraktioner, affaldspotentialer og boliger

Affaldspotentialerne for de syv fraktioner er vist i TABEL 2-3 og FIGUR 2-5. Der er regnet med, at hver husstand ca. producerer 570-600 kg/husstand/år – én-familieboliger producerer mere end etageboliger, da antallet af beboere pr. husstand er lidt højere her⁴. Figuren viser, at både etageboliger og én-familieboliger producerer mest organisk affald; dernæst kommer restfraktionen og herefter papirfraktionen.

FIGUR 2-5 Affaldspotentialer, kg/husstand/år¹



Note: 1) Figuren viser fordelingen af affald indsamlet hos husholdningen, inkl. mindre mængder af de forskellige fraktioner, som placeres i "småt brændbart" på genbrugspladsen.

Kilde: COWI (2016).

Affaldspotentialer baserer sig på Miljøstyrelsen (2014) for etageboliger og Miljøstyrelsen (2012) for én-familieboliger samt supplerende vurderinger for papir og pap fra COWI (2016). Det samlede affaldspotentiale for dagrenovation er 603 kg/år for én-familieboliger og 569 kg/år for etageboliger. Brændværdien for de enkelte fraktioner er beregnet med LCA-modellen EASETECH (se Afsnit 3.1.6), mens massefylderne er baseret på COWIs skøn/erfaringer. Forudsætningerne herom er opsummeret i TABEL 2-3.

⁴ Enfamilie- og etageboliger er også forskellige i forhold til sorteringseffektivitet og indsamlingsomkostningerne

TABEL 2-3 Affaldspotentialer og karakteristika

	Én-familieboliger potentiale	Etageboliger potentiale	Massefylde i beholder ¹	Nedre brændværdi
	Kg/hush./år	Kg/hush./år	Kg/m ⁵	GJ/ton
Tørt restaffald	135	122	60	11,1
Organisk affald	215	208	250	3,9
Papir	120	120	200	11,8
Pap/karton	16	16	25	11,8
Plast	51	46	28	34,6
Metal	20	17	80	0
Glas	46	40	325	0
Total	603	569	-	-

Note: 1) Papir, pap, plast og metal som balleteres, komprimeres yderligere med 40 %, når det transporteres fra sorteringsanlæg til oparbejdning.

Kilder: Affaldspotentialer: Miljøstyrelsen (2014), Miljøstyrelsen (2012) og COWI (2016). Massefylde: COWI skøn. Nedre brændværdi: Beregninger med EASEWASTE.

Kilderne til affaldspotentialerne er to til seks år gamle, og kan derfor give anledning til en vis usikkerhed. Dette adresseres ved hjælp af en følsomhedsanalyse. Biogasindholdet i den organiske fraktion er fastlagt til 81 Nm³/ton i livscyklusvurderingen. De øvrige fraktioners biogasindhold er antaget at være nul.

2.4.2 Oplande

Antallet af boliger er 250.000, som angivet i projektets udbudsmateriale. Der undersøges tre varianter med 250.000 én-familieboliger, 250.000 etageboliger og 150.000 én-familieboliger og 100.000 etageboliger. I Danmark findes cirka 1,6 millioner én-familieboliger/rækkehuse og cirka 1,1 millioner etageboliger. Et opland svarer derfor groft regnet til 1/10 af boligerne i Danmark. Befolkningstætheden opfanges i vid udstrækning ved denne skelnen mellem én-familie- og etageboliger.

2.4.3 Kildesorteringseffektiviteter

Kildesorteringseffektiviteter (i procent af hver fraktion) er angivet for hver af de syvgen-anvendelige fraktioner opdelt mellem én-familie- og etageboliger og varierende mellem indsamlingsform for glas og papir. Bestemmelsen af kildesorteringseffektiviteterne er baseret på COWI og SDU (2017) og COWI (2017), som bygger på opdaterede erfaringer fra Danmark og dialog med 10 fynske kommuner.

Effektiviteterne for især papir/pap og glas – og i nogen grad også den organiske fraktion – er forholdsvis veldokumenterede i en dansk sammenhæng. Disse fraktioner udgør – sammen med restfraktionen – omkring 90 % af den samlede tonnage. Erfaringer omkring sorteringseffektivitet på metal og plast er derimod meget begrænsede.

⁵ Med affaldspotentialer menes sammensætningen af den totale affaldsmængde, uanset hvordan den er kildesorteret. Et potentiale for f.eks. plast kan således sagtens være anbragt i restbeholderen.

TABEL 2-4 Forudsatte kildesorteringseffektiviteter, %

	Én-familieboliger	Etageboliger
Papir ved husstand	90	70
Papir i kuber	85	65
Pap/karton	60	50
Plast	30	25
Metal	60	50
Glas ved husstand	80	75
Glas i kuber	75	70
Organisk	60-55	45-40

Kilder: COWI og SDU (2017) og COWI (2017).

2.4.4 Anlægssorteringseffektiviteter

Sorteringsanlæggene er indrettet forskelligt og har derfor forskellige sorteringseffektiviteter. Effektiviteterne er produktet af en grovsorteringseffektivitet (f.eks. fra en tromlesorteringsmaskine) og en finsorteringseffektivitet (f.eks. magneter, eddy-current og NIR-maskiner).

Grovsorteringseffektiviteten er antaget til 90 % for metal, 95 % for hård plast og 95 % for blød plast. For kildesorteret plast er grovsorteringseffektiviteten antaget at være 96 %, dvs. lidt bedre. Restsortering har en dårligere grovsorteringseffektivitet, nemlig 85 % for metaller og 65 % for plast. Grovsortering af metal i de øvrige anlæg er integreret i finsorteringen (se næste afsnit).

Finsorteringseffektiviteten er 90 % for hård plast, 72 % for blød plast og 90 % for metaller. Det højt teknologiske anlæg har en effektivitet for pap på 60 %, mens den for restsorteringsanlægget er 40 %. Restsorteringsanlægget udsorterer også 30 % af papiret i restfraktionen (der indsamles stadig aviser, ugeblade o.l. i dedikeret beholder).

Posesorteringsanlægget sender 92 % af poserne med materialer og organisk affald til den korrekte videre sortering, mens resten fejlsorteres af anlægget til forbrænding. De samlede effektiviteter fremgår af TABEL 2-5.

TABEL 2-5 Sorteringseffektiviteter på anlæg (%)

	Kilde-sortering	Pose-sortering	Lav-teknologisk	Høj-teknologisk	Rest-sortering
Jern og aluminium	90	82.8 (92 x 90)	90	90	76.5 (85 x 90)
PP, PET & HDPE	86.4 (96 x 90)	79.5 (92 x 96 x 90)	85.5 (95 x 90)	85.5 (95 x 90)	58.5 (65 x 90)
LDPE	69.1 (96 x 72)	63.6 (92 x 96 x 72)	68.4 (95 x 72)	68.4 (95 x 72)	46.8 (65 x 72)
Pap		92		60	40
Papir		92			30

Kilde: Antagelser foretaget af DTU og COWI.

3. Metode og databehov, LCA

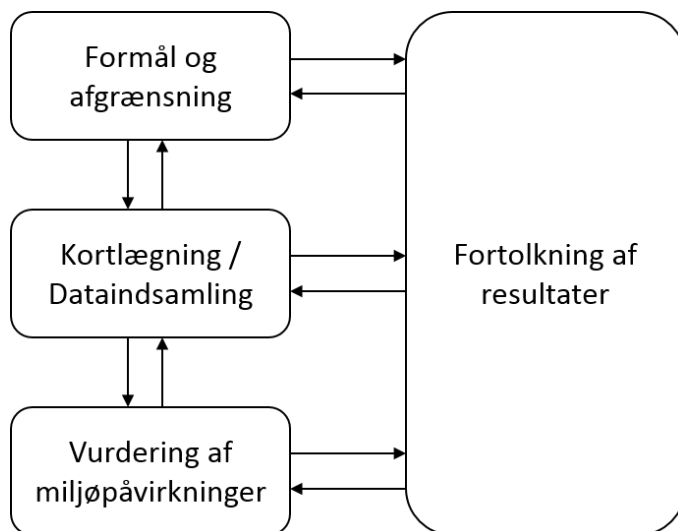
Dette kapitel præsenterer den valgte metode og giver et overblik over databehov i forbindelse med livscyklusvurderingen. De kritiske forudsætninger fremhæves.

3.1 Metode

3.1.1 ISO-standard

Livscyklusvurderingen (LCA'en) er udført i overensstemmelse med principperne i ISO 14040/44 ved gennemgang af de fire obligatoriske trin i en LCA (ISO 2006a, 2006b). Den fulde LCA-rapportering, jf. ISO-krav, findes i LCA-rapportens bilag, hvorimod nærværende hovedrapport indeholder de væsentligste punkter.

FIGUR 3-1 Fire obligatoriske trin i en livscyklusvurdering (LCA)



Kilde: ISO 14040/44.

3.1.2 Konsekvensmodellering

Livscyklusvurderingen blev udført ved konsekvensmodellering, hvor miljøkonsekvenserne af ændringer i affaldssystemet blev opgjort. Dette er i overensstemmelse med anbefalinger i ILCD-håndbogen, der siger, at hvis LCA-resultaterne skal udgøre beslutningsstøtte på et meso-/makroniveau (situation B, jf. ILCD-håndbogen), bør berørte baggrundsprocesser modelleres med marginale data, f.eks. marginal energi (EC-JRC, 2010). Konsekvensmodellering indebærer dermed identificering og anvendelse af marginale procesdata, dvs. data for de processer, som reelt påvirkes af systemet, i stedet for anvendelse af gennemsnitsværdier. Der er anvendt marginale data for produktion af materialer og energi, med data hentet fra ecoinvent-databasen, version 3.4. Ecoinvent-databasen indeholder livscyklusdata for forskellige industrielle processer.

Under anvendelse af ecoinvent-databasen blev der fundet emissioner for den marginale varmeproduktion med biogas af en størrelsesorden, der ikke kunne forklares. Vi antager, at dette skyldes den fordelingsnøgle, man bruger i konsekvensdataene for at

splitte hoved- og biprodukt i to processer. Vi har derfor valgt at fravige konsekvensdata her og i stedet bruge allokerede data for varmeproduktion med biogas i ecoinvent.

Sammensætning af marginal el og varme

De benyttede energimarginaler er baseret på det senest publicerede projekt fra Miljøstyrelsen, hvor der er defineret marginaler for el og varme, der blev publiceret af Nordisk Ministerråd (Schmidt et al. 2016). I dette projekt blev langtidsmarginalen for elektricitet defineret som kapacitetstilvæksten for perioden 2020-2030. Resultatet var en procentuel fordeling for de berørte energikilder. Data til brug for beregning af el-marginalen var baseret på LIBEMOD-modellen.^{6,7} Den endelige el-marginal for Danmark var dermed fastsat til den procentuelle fordeling vist i Boks 3-1. For yderligere info se Schmidt et al. (2016).

I Schmidt et al. (2016) blev varmemarginalen valgt baseret på tidligere Miljøprojekt 1458 (Jensen et al. 2013), svarende til den procentuelle fordeling i Boks 3-1. Det blev desuden forudsat, at affaldsvarme ikke kan erstatte affaldsvarme, hvorved affaldsforbrænding ikke er en del af varmemarginalen.

BOKS 3-1 El- og varmemarginaler

Elektricitet: 49.8 % biomasse, 18.6 % gas og 31.6 % vind

Varme: 39 % biomasse, 26 % gas, 20 % kul, 9 % olie og 6 % biogas

El- og varmemarginaler inddrages udelukkende i forgrundssystemet (selve affaldshåndteringen). Baggrundsdata, der anvendes i LCA'en og hentes i eksterne databaser, medtages med de energidata og forudsætninger, som allerede er indbygget i disse data fra en konsekvenstilgang. De foreslåede procentsatser vil i nærværende projekt blive koblet med data for miljømæssige emissioner og ressourceforbrug forbundet med hver energikilde. Disse processer er baseret på konsekvensdata fra ecoinvent-databasen version 3.4⁸ for energiproduktionen, med undtagelse af varmeproduktion med biogas som tidligere nævnt.

Medregning af kvalitet af sekundære materialer

Ved genanvendelse, dvs. oparbejdning af affaldsfraktioner til sekundære materialer, vil der fortrænges en mængde primære (virgine) materialer. De sekundære materialer sælges og oparbejdes på markedsvilkår, og en udfordring ligger i at definere funktionen og kvaliteten af det sekundære materiale i forhold til det tilsvarende primære materiale. Til at estimere den fortrængte produktion af primært materiale er fastsat to faktorer; 1) en A-faktor, der henviser til det tekniske procestab i oparbejdningen af det sekundære materiale, og 2) en B-faktor, der beskriver kvalitetsforskellen, der kan være imellem primært og sekundært materiale. A- og B-faktorer er estimeret for oparbejdning af hver

⁶ LIBEMOD (LIBeralization MODel for the European Energy Markets), jf. <https://www.frisch.uio.no/ressurser/LIBEMOD/>

⁷ <https://www.frisch.uio.no/ressurser/LIBEMOD/About%20the%20model/>

⁸ <http://www.ecoinvent.org/>

enkelt affaldsfraktion (glas, papir, pap, plast, metal), idet de vil variere. Kilder for de anvendte faktorer er angivet i Bilag 6, hvor der også er givet en detaljeret beskrivelse af A- og B-faktorerne.

3.1.3 Funktionel enhed

Den funktionelle enhed er en kvantificeret beskrivelse af systemets ydelse (Weidema et al. 2004). Den funktionelle enhed i denne LCA er:

- Håndtering inklusiv indsamling, transport, behandling og slutdisponering af eventuelle restprodukter af den samlede årlige dagrenovationsmængde (inklusiv de udsorterede affaldsfraktioner til genanvendelse/materialenyttiggørelse) fra tre forskellige oplande; i) med 250.000 én-familieboliger, ii) med 250.000 etageboliger, iii) med 150.000 én-familieboliger og 100.000 etageboliger.
- Referenceenhederne for de tre oplande, dvs. de samlede årlige affaldsmængder, er 150.750 ton (opland i), 142.250 ton (opland ii) og 147.350 ton (opland iii).

3.1.4 Inkluderede miljøpåvirkninger

En række påvirkningskategorier er inkluderet⁹. Valget af påvirkningskategorier følger anbefalingerne i ILCD 10-håndbogen, som er formuleret af Europa-Kommissionen og beskrevet i Hauschild et al. (2012). Metoderne til beregning af påvirkningskategorierne er dokumenteret i Bilag 6. I nærværende hovedrapport præsenteres LCA-resultater for global opvarmning (GWP), hvorimod bilagsrapporten indeholder resultater for samtlige påvirkningskategorier.

3.1.5 Systemafgrænsning

Inkluderede aktiviteter i alle scenarier er vist i FIGUR 3-2. For alle inkluderede aktiviteter medtages følgende data: materiale, energi- og ressourceforbrug, direkte emissioner, og transport mellem behandlingsanlæg og til endelig disponering af restprodukter. Opførelse og nedrivning af anlæg er ikke inkluderet.

Tidsmæssig afgrænsning

Livscyklusvurderingen skal beskrive fremtidige tilstande med opførelse af nye anlæg og med anvendelse af energidata med en tidshorisont fra 2020 og frem. LCA'ens referencår fastlægges derfor til 2020. Da en del af dataene brugt til modelleringen dog er fra før dette år, må tidshorisonten nødvendigvis sættes til 2007-2030, så den også dækker de ældste forgrundsdata. LCA-resultaterne antages at være gældende mindst ti år frem i tiden fra 2020. Det skal dog påregnes, at udvikling i forbindelse med nye behandlingsteknologier og ændringer af bagvedliggende systemer – f.eks. transport, behandlingsanlæg og energisystemer – kan have indflydelse på livscyklusvurderingens holdbarhed.

Den benyttede metode til kvantificering af potentielle miljøpåvirkninger integrerer samtlige miljøpåvirkninger over de første 100 år, hvilket er den tidsperiode miljøvurderinger af affaldssystemer normalt dækker (Gentil et al., 2010).

⁹ Inkluderede påvirkningskategorier (ILCD Midpoint v. 1.09): Global opvarmning (GWP), stratosfærisk ozonnedbrydning (ODP), humantoksicitetkræft (HTc), humantoksicitet (HT), Partikler (PM), ioniserende stråling (IR), smogdannelse (POFP), terrestrisk forurening (TA), terrestrisk nærings-saltbelastning (TE), ferskvand nærings-saltbelastning (FE), marin nærings-saltbelastning (ME), ferskvand økotoksicitet (ET), udtømning fossile ressourcer (ADfos) og udtømning metaller/mineraler (AD).

¹⁰ ILCD er en forkortelse af International Reference Life Cycle Data System

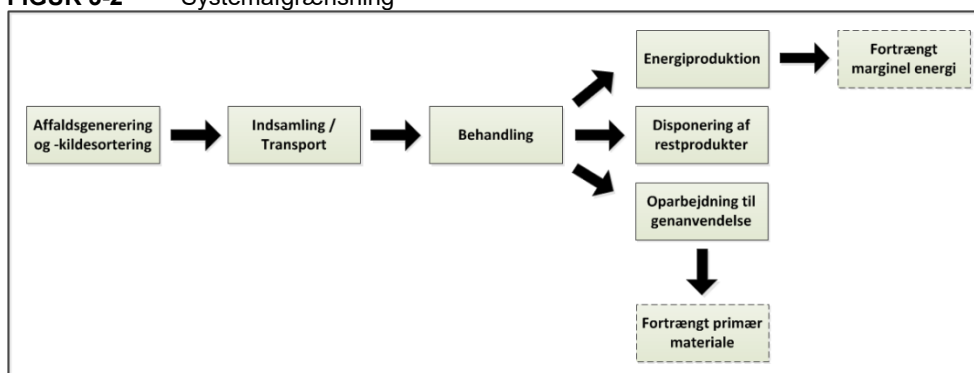
Geografisk og teknologisk afgrænsning

De modellerede systemer starter ved affaldsgenereringen i husholdningerne, hvor forbrugsprodukter bliver til affald, dvs. at miljøpåvirkninger fra produktionssystemer ikke indgår i systemet (man kan derfor ikke bruge rapporten til at sige noget om effekten af affaldsforebyggelse). Derefter sker indsamling, transport og bearbejdning af dagrenovation samt de kildesorterede og kildeopdelte affaldsfraktioner. Disse livscyklusstadier indgår i LCA'en. Slutdeponering af restprodukter fra behandlingen samt affaldssystemets udveksling af materialer og energi med det omliggende produktionssystem indgår ligeledes i systemet.

Emissioner og potentielle miljøpåvirkninger inddrages for aktiviteter, der foregår nationalt (i Danmark) og internationalt (uden for Danmarks grænser, Europa eller resten af verden).

FIGUR 3-2 viser de inkluderede aktiviteter på tværs af alle scenarier. For alle inkluderede aktiviteter indsamles følgende data: materiale, energi- og ressourceforbrug, direkte emissioner, og transport imellem behandlingsanlæg og til endelig disponering af restprodukter. Mere detaljerede scenariediagrammer er inkluderet i LCA-bilagsrapporten.

FIGUR 3-2 Systemafgrænsning¹



Note: 1) Inkluderede aktiviteter på tværs af scenarier samt fortrængt marginal energiproduktion og primær materialeproduktion i tilfælde af multifunktionalitet/biprodukter. De stiplede linjer repræsenterer fortrængt produktion af energi og materialer. Transport er inkluderet. Pilene adskiller processer/aktiviteter fra hinanden.

3.1.6 EASETECH LCA-model

Scenarierne er modelleret i EASETECH (Environmental Assessment System for Environmental TECHnologies), en LCA-model udviklet af DTU Miljø til kvantificering af potentielle miljøpåvirkninger fra affaldssystemer (Clavreul et al. 2014). Med udgangspunkt i en detaljeret kemisk-fysisk sammensætning af affaldsfraktionerne beregnes vha. EASETECH-massestrømme, ressourceforbrug og emissioner. Modellen indeholder en database med data for en række behandlingsanlæg og processer, som kan modificeres ved ændring af nøgleparametre.

3.2 Databehov

TABEL 3-1 giver en oversigt over databehovet i LCA'en. De faktisk anvendte værdier og referencer er dokumenteret i LCA-bilagsrapporten (Bilag 6).

TABEL 3-1 Overblik over processer/behandlingsanlæg og databehov i livscyklusvurderingen

Proces/behandlingsanlæg	Databehov
Affaldsmængde og -sammensætning	Samlede årlige affaldsmængder i de tre oplande (ton pr. år) Detaljeret sammensætning med underfraktioner af plast, metal, organisk, papir, pap, glas og rest (%-andele) Fysisk-kemisk sammensætning af underfraktioner (% TS)
Kildesortering	Effektiviteter af udsortering af plast, metal, organisk, papir, pap og glas (%) Indsamlingsstrategi: opdelt eller sorteret
Indsamling	Forbrug af diesel (liter pr. kg affald) Dieselforbrug afhænger af affaldsfraktioner og indsamlingsrute
Centrale sorteringsanlæg	Effektiviteter (% udsorteret pr. indsamlet mængde) Rejekt til forbrænding Energi- og vandforbrug (forbrug pr. kg affaldsinput)
Affaldsforbrænding	Emissioner til luft, bundaske og flyveaske (input-specifikke, processpecifikke) Forbrug af materialer til røggasrensning (kg pr. affald) Genvinding af metalskrot fra bundaske (% metal i affald) Energifremstilling: Elektricitet og varme (% nedre brændværdi)
Genanvendelse af affaldsfraktioner	Oparbejdning til sekundære materialer: A-faktor (% materialetab) Forbrug (kg pr. kg input) Emissioner (kg pr. kg input) Fortrængning af primære materialer: B-faktor (kg primærmateriale pr. kg sekundærmateriale) Forbrug (kg pr. kg input) Emissioner (kg pr. kg input)
Bioforgasning	Screening (% udsorteret til forgasning, forbrug) Udbytte biogas (% af nedbrydeligt kulstof) Forbrug (kg pr. kg input) Opgradering og nyttiggørelse af biogas Energiforbrug ved opgradering (kWh pr. m ³ CO ₂ og CH ₄) Energiforbrug ved kompression (kWh r. m ³ CH ₄) Fortrængt produktion og afbrænding af naturgas Nyttiggørelse af digestat/pulp i jordbrug Fordeling af C-, N- og P-specieringer ml. jord, vand og luft (%) Fortrængning af syntetisk N-, P-, K-gødning (kg pr. kg digestat)
Transport	Type lastbil (kapacitet, Eurostandard) Afstande (kg-km kørt)

3.3 Kritiske forudsætninger

3.3.1 Datagrundlag i analysen

I projektets udbud var det specificeret, at datagrundlaget i LCA'en skulle baseres på eksisterende data, da der ikke var budgetteret med indsamling af ny data. Denne specificering er fulgt for anvendte forgrundsdata, hvilket betyder, at direkte forbrug og emissioner i affaldssystemet er baseret på eksisterende processer i EASETECH-databasen, f.eks. forbrug af elektricitet og emissioner af NO_x, SO₂, CO₂ osv. For baggrundsdata,

dvs. opstrøms produktionen af kemikalier, materialer og brændsler, er det valgt at udskifte de eksisterende processer i EASETECH med konsekvensdata fra ecoinvent-databasen for at opnå en konsistens i modelleringen af baggrundsdata. Data fra ecoinvent er udtrukket fra ecoinvent version 3.4 og konsekvensdatabasen betegnet "Substitution, consequential, long-term". En oversigt over anvendte datasæt fra ecoinvent er vist i LCA'ens bilagsrapport (Bilag 6).

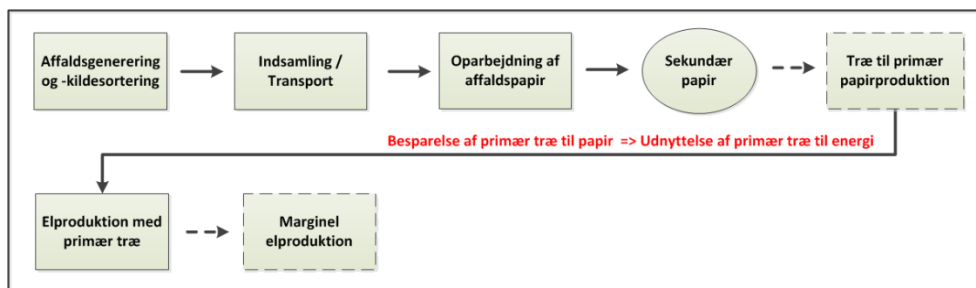
3.3.2 'Zero burden'

De modellerede systemer starter ved affaldsgenereringen i husholdningerne, hvor forbrugsprodukter bliver til affald, det vil sige, at miljøpåvirkninger fra produktionssystemet ikke indgår i systemet. Dette kaldes også en 'zero burden'-tilgang (Ekvall et al., 2007), da man herved antager, at affaldet ikke bærer nogen miljøbyrde med sig. Dette kan betyde, at de beregnede, potentielle miljøpåvirkninger i LCA'en kan udvise nettobesparelser, da genanvendelse eller forbrænding har mindre miljøpåvirkning end primær produktion af materialer og energi. Med den anvendte konsekvensmodellering i LCA'en er det ikke relevant at inddrage opstrømsfremstilling af produkter, da denne ikke påvirkes af affaldssystemet.

3.3.3 Biomasse en begrænset ressource

I projektets udbud blev det specificeret, at areal og hermed biomasse/træ skal betragtes som en begrænset ressource. Konsekvensen af denne forudsætning er, at et fald i anvendelse af primærtræ ét sted i værdikæden betyder en tilsvarende mulighed for anvendelse i energiproduktionen. Denne forudsætning er implementeret i LCA-modellen ved, at genanvendelse af papiraffald medfører en besparelse og frigivelse af primærtræ til nyt papir, der så anvendes til energi-fremstilling. Endelig vil energifremstillingen med træ erstatte marginal energi (FIGUR 3-3).

FIGUR 3-3 Konsekvens af antagelsen om begrænset biomasse i LCA-modellen¹



Note: 1) Firkanter repræsenterer processer/aktiviteter, stiplede linjer repræsenterer fortrængte/undgåede processer. Cirkler repræsenterer en mængde materiale. Pile forbinder processer/aktiviteter, men er ikke transportpile.

Antagelsen om begrænset biomasse bygger på en forudsætning om, at biomasse inden for projektets tidshorisont vil være markedsfølsomt begrænset, hvormed alternativet til biomassebrændsler vil være fossile brændsler. Antagelsen er støttet af en europæisk undersøgelse, som indikerer, at det fremtidige europæiske biomassebehov er større, end hvad der produceres (European Environment Agency, 2013). Et lidt nyere studie af Payn et al. (2015) sår dog delvis tvivl om dette, da man finder, at mængden af plantetræ stiger over den seneste årrække; i samme periode finder man dog også, at den totale mængde af skov på verdensplan er faldet. Det vurderes således, at antagelsen om biomasse som begrænset ressource kan bruges i dette projekt, men at man skal være påpasselig med betydningen af denne antagelse.

3.3.4 Delvis neutralitet af biogene CO₂-emissioner

Udledning af biogent CO₂ antages som udgangspunkt at være neutralt ved beregninger af global opvarmning for husholdningsaffald og andre typer biomasse med kort rotation. Biomasse med lang vækstperiode og produktionshorisont (træ) vil derimod kræve en betydelig tidshorisont, før den frigivne CO₂ på ny er optaget. CO₂ fra el og varme baseret på biomasse vil derfor blive korrigeret med en faktor svarende til global opvarmning, indtil den biogene CO₂ på ny er optaget i biomasse. I projektet vil denne faktor være baseret på Cherubini et al. (2011). En karakteriseringsfaktor på 0.24 kg CO₂-ækvivalenter/kg biogent CO₂ er anvendt for afbrænding af træ til energiproduktion. Antagelsen omkring kun delvis neutralitet af biogene CO₂-emissioner er ikke medtaget i de generelle resultater, men kun medtaget som en følsomhedsanalyse. Grunden hertil er, at denne antagelse er i konflikt med antagelsen om biomasse som en begrænset ressource. Det vil derfor være enten den ene eller anden antagelse, der er medtaget. Effekten af dette er vist i følsomhedsanalysen.

3.3.5 Samme sorteringseffektiviteter for alle fraktioner ved henteordninger

Der antages ens tekniske sorteringseffektiviteter for både kildeopdeling og kildesortering pga. usikkerhed omkring de reelle effektiviteter ved de to typer af husstandsindsamlinger. Dette er en fælles forudsætning for SØK og LCA. Der antages ens resulterende tekniske sorteringseffektiviteter for kildeopdelt og kildesorteret affald, da kildeopdelt affald sendes igennem både et grovsorterings- og finsorteringsanlæg, og kildesorteret affald sendes igennem et finsorteringsanlæg.

3.3.6 Kapacitetsbehov i behandlingsanlæg

Behov for import af affald til forbrændingsanlæg i forbindelse med øget udsortering er uden for systemgrænserne. Dette er en fælles forudsætning for SØK og LCA. Afsætningsmuligheder for genanvendelige materialer antages at eksistere. For lavkvalitetsmaterialer kan dette dog være en væsentlig usikkerhed.

4. Metode og datakilder, SØK

Dette kapitel præsenterer den valgte metode og de anvendte datakilder i forbindelse med den samfundsøkonomiske analyse. Præsentationen af metoden fremhæver afgrænsningen af scenarieberegningerne, analyserne uden for scenarierne og beregningsmetoden for scenarierne. Som i det foregående kapitel fremhæves de kritiske forudsætninger.

4.1 Formål med og afgrænsning af scenarieberegninger

Scenarieberegningerne af de samfundsøkonomiske effekter søger at værdisætte al ressourceforbrug til og eksternaliteter ved indsamling, transport og omlastning af affald samt behandling, sortering og ændret energiproduktion i Danmark.

Sortering, behandling og ændret energiproduktion i udlandet ligger uden for afgrænsningen, jf. Finansministeriet (2017). Grænsefladen mellem økonomiske aktiviteter i Danmark og i udlandet giver anledning til to forskellige værdisætningsmetoder:

- I Danmark: så vidt muligt værdisætning af arbejdskraft, kapital og inputs nødvendige for den pågældende aktivitet. Ellers observerede markedspriser, hvis anvendelse af kapital og arbejdskraft i Danmark ikke er kendt.
- I udlandet: værdisætning af den pågældende aktivitet ved hjælp af observerede markedspriser.

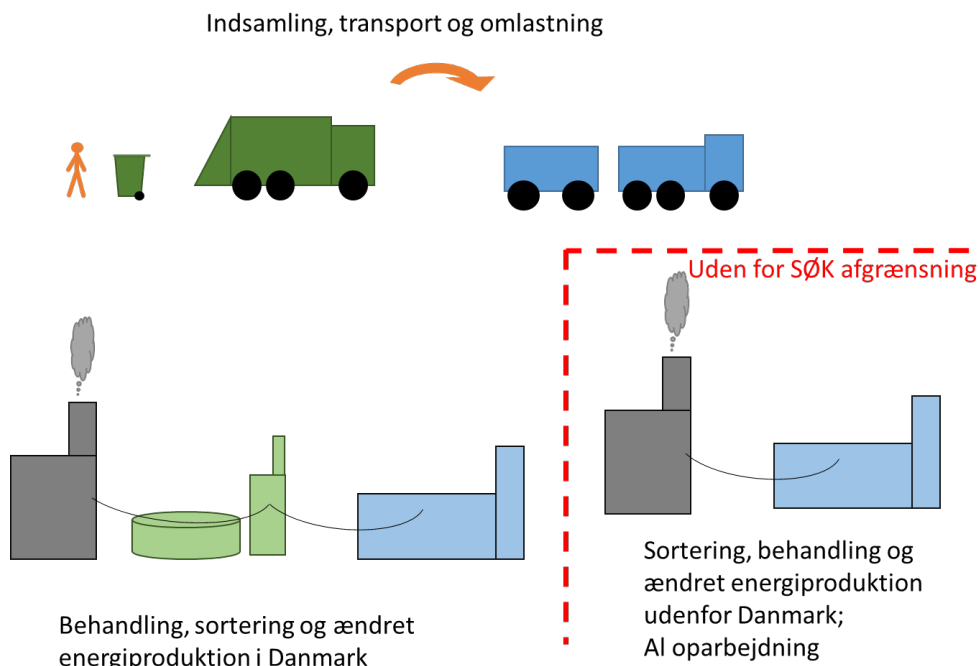
For eksempel værdisættes den samfundsøkonomiske omkostning ved maskinel sortering i Danmark ved at estimere omkostningerne til kapital, arbejdskraft og øvrige inputs til et sorteringsanlæg i en passende størrelse. Herfra fratrækkes salgsindtægterne fra de udsorterede materialer. Ligger anlægget derimod i udlandet, værdisættes den samfundsøkonomiske omkostning ved sorteringen via observerede markedspriser for de pågældende udsorterede fraktioner.

Det er på ingen måde givet, at disse to forskellige værdisætningsmetoder vil give samme resultat. Sorteringsegnet affald – særligt plast – handles globalt, og sorteringsmetoderne kan variere fra højteknologisk og meget effektiv sortering til manuel sortering med en høj grad af bortskaffelse af ikke-profitable underfraktioner. Derfor kan den internationale pris på blandet sorteringsegnet affald også variere betydeligt over tid. Hvis omkostningen ved at afsætte blandet plastaffald til verdensmarkedspriser konsekvent er højere end omkostningen ved at finsortere fratrullet indtægter fra afsætning af finsorterede polymerer, taler det for, at en løsning med et dansk anlæg kan være samfundsøkonomisk fordelagtig¹¹.

Det er antaget, at afsætningspriserne på affald afsat til det internationale marked også afspejler omkostninger til energiforbrug mv. i udlandet. Afgrænsningen er illustreret i FIGUR 4-1.

¹¹ Forskellen mellem et danskbaseret estimat for sorteringsomkostningen og markedsbaserede priser på sorteringsegne blandede fraktioner vil blive diskuteret nærmere, se afsnit 4.3.7 og bilag 5.

FIGUR 4-1 Afgrænsning af samfundsøkonomisk konsekvensvurdering¹



Note: 1) Oparbejdning af glas foregår i Danmark, men er – for at forsimple fremstillingen – ikke vist på figuren.

To typer aktiviteter i Danmark er ikke værdisat ud fra forbrug af kapital, arbejdskraft og øvrige inputs. Det drejer sig om tømningssomkostningerne for affaldsbeholdere. Disse er værdisat ud fra observerede markedspriser¹², da det er vurderet, at en teknisk vurdering af arbejdskraft- og kapitalbehov vil introducere for store usikkerheder i værdisætningen. Ligeledes er oparbejdning af glas også værdisat ud fra en markedsprisobservation, da der ikke kan skaffes oplysninger om økonomien i det ene danske anlæg, som oparbejder glas.

4.2 Beregningsmetode for scenarierne

4.2.1 Konsekvensskema

Den anvendte beregningsmetode tager udgangspunkt i en detaljeret opgørelse over antal spande og tømninger, affaldsstrømme (tonnager), transportarbejde og behandling med forskellige teknologier, afsætningspriser samt afgifter og subsidier. Denne detaljerede opgørelse kan opstilles i et konsekvensskema, hvor alle aktiviteter, enhedsomkostninger og mængder fremgår. Den årlige omkostning for hver aktivitet er produktet af enhedsomkostning og mængde. Analysen er afgrænset til et opland i Danmark, så import og eksport af affald og andre goder er værdisat med relevante markedspriser herfor. Det stiliserede konsekvensskema fremgår af TABEL 4-1, og i Bilag 10 findes fuldt detaljerede konsekvensskemaer for scenarie 1c og 3a.

¹² De observerede priser er vognmændenes vindertilbud på kommunernes udbud af affaldsindsamling. Disse opgøres typisk i kr./tømning for forskellige typer af beholdere.

TABEL 4-1 Stiliseret konsekvensskema for den anvendte model

Aktivitet	Enhedsomkostning, mængde og årlig omkostning
Indsamling	Tømningsomkostning x antal tømninger
	Afskrivning/forrentning pr. spand x antal spande
	Vedligehold pr. spand x antal spande
Transport	Transportomkostning x antal tonkm
Forbrænding	Tonnageomkostning x tonnage brændt (inkl. rejekt)
	Energiomkostning x energi indfyret
	Elpris x elsalg
	Varmeprijs x varmesalg
Bioforgasning	Afgifter x afgiftsgrundlag
	Tonnage omkostning x tonnage forgasset
	Biogaspris x biogasproduktion
	Subsidier og afgifter x afgiftsgrundlag
Sortering	Tonnageomkostning x tonnage sorteret
	Materialeindtægt x materialer udsorteret
Eksternaliteter	Emissionsomkostning x nationale emissioner
	Transporteksternaliteter x transportarbejde

I det anvendte regnearksværktøj vil der endvidere blive skelnet mellem, hvor stor en andel af den enkelte aktivitet der kan tilskrives de indsamlede og behandlede affaldsfraktioner, f.eks. ud fra affaldsfraktionens vægt eller volumen-andel af den håndterede mængde, dvs. en gennemsnitlig behandlingsomkostning. Det kan være nærliggende at tro, at en sådan tilskrivning kan give oplysninger om omkostningen ved at behandle en enkelt fraktion.

I mange tilfælde vil dette også være tilfældet, men i nogle tilfælde kan der også være tale om positive eller negative synergieffekter mellem aktiviteter og fraktioner. Scenarierne er søgt indrettet således, at man vil kunne udlede de ændrede håndteringsomkostninger for en specifik fraktion alene ved at se på forskelle mellem scenarierne, dvs. en marginal behandlingsomkostning. Som udgangspunkt er ændringen i omkostningen bedst beskrevet via den marginale behandlingsomkostning, frem for forskellen mellem to gennemsnitlige behandlingsomkostninger. Afsnit 6.6 beskriver de marginale forskelle mellem de forskellige behandlingsomkostninger.

4.3 Datakilder og forudsætninger

I dette afsnit opsummeres de væsentligste forudsætninger for den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering. En mere detaljeret gennemgang af øvrige forudsætninger findes i Bilag 7. Prisniveauet er fremskrevet til 2017-priser for goder, kapital og arbejdskraft købt i Danmark. Referenceåret er 2025, dvs. teknologiernes og godernes omkostninger er vurderet ud fra formodninger om, hvad de vil være i 2025. Hvor der er angivet omkostninger er disse opgjort i faktorpriser, medmindre andet er angivet.

4.3.1 Beholdervalg, tømningsfrekvens og omkostninger

TABEL 4-2 viser beholdervalg og tømningsfrekvens for de forskellige scenarier.

Forudsætningerne om tømningsfrekvens og beholdervalg for én-familieboliger er baseret på COWIs skøn. Disse baserer sig på de udsorterede fraktioner og deres volumen i de kombinationer, som scenarierne dikterer, samt de heraf følgende fyldningsgrader. Volumener og forudsætninger om beholdere er vist i TABEL 4-3.

TABEL 4-2 Beholdervalg og tømningsfrekvenser (tømningsfrekvenser anført i parentes, opgjort som antal uger mellem hver tømning)¹

	Én-familieboliger	Etageboliger (ugetømning)
0a: Minimum, Papir i kuber	Glas: Kuber Papir: Kuber Øvr.: 240L (2) ²	Glas: Kuber Papir: Kuber Rest: 660L
0b: Minimum, Papir i spande	Glas: Kuber Papir: 190L (8) Rest: 240L (2) ²	Glas: Kuber Papir: 660L Rest: 660L
0c: Minimum, Papir og glas i spande	Papir: 240L-k1 (8) Glas: 240L-k2 (8) Rest: 240L (2) ²	Papir og glas: 660 L Rest: 660L
1a: Kildesortering 3 fraktioner	Glas: Kuber Papir: 190L (8) Org. 240L-k1 (2) ² Rest: 240L-k2 (2) ²	Glas: Kuber Papir: 660L Org. 400L Rest: 660L
1b: Kildesortering 5 fraktioner	Glas: Kuber Papir: 190L (8) Plast: 240L-k1 (8) Metal: 240L-k2 (8) Org. 240L-k1 (2) ² Rest: 240L-k2 (2) ²	Glas: Kuber Papir: 660L Org. 400L Rest: 660L
1c: Kildesortering 6 fraktioner, Finsortering i udland ²	Glas: Kuber Papir: 240L-k1 (8) Pap: 240L-k2 (8) Plast: 240L-k1 (8) Metal: 240L-k2 (8) Org. 240L-k1 (2) ² Rest: 240L-k2 (2) ²	Glas: Kuber Papir: 660L Pap: 660L Plast: 660L Metal: 660L Org. 660L Rest: 660L
1d: Kildesortering 6 fraktioner, Finsortering i DK ²		
1e: Posesorteringsan- læg, 6 fraktioner	Glas: Kuber Poser: 370L (2) ²	Glas: Kuber Poser: 660L
2a: Kildeopdelt Grovsortering i DK	Glas: Kuber Papir/pap: 370L-k1 (6) Plast/metal: 370L-k2 (6) Org. 240L-k1 (2) ² Rest: 240L-k2 (2) ²	Glas: Kuber Papir/pap: 660L Plast/metal: 660L Org. 400L Rest: 660L
3a: Kildeopdelt Finsortering i DK	Glas: Kuber Papir: 370L-k1 (6) Pap/plast/metal: 370L-k2 (6) Org. 240L-k1 (2) ² Rest: 240L-k2 (2) ²	Glas: Kuber Papir: 660L Pap/plast/metal: 660L Org. 400L Rest: 660L
3b: Restsortering Finsorteringsanlæg	Glas: Kuber Papir: 190L (8) Org. 240L-k1 (2) ² Rest: 240L-k2 (2) ²	Glas: Kuber Papir: 660L Org. 400L Rest: 660L

Note: 1) Forkortelserne 190L, 240L, 370L, 400L og 600L angiver beholdernes volumener i liter. -k1 og -k2 angiver første og andet kammer i en beholder. 400L og 660L er 4-hjulede minicontainere, resten er 2-hjulede. 2) For restaffald er det forudsat, at der i 16 sommeruger tømmes hver uge i stedet for hver anden, så det samlede antal tømninger på et år er 33. Se Afsnit 2.1 for en beskrivelse af fraktionerne.

Kilde: COWI skøn.

TABEL 4-3 Volumener og fyldningsgrader for beholdere til én-familieboliger¹

Scenarie	Kombination af fraktioner	Genereret Liter/uge	Udsorteret Liter/uge	Tømnings- periode Uger/ tømn.	Stør- relse Liter	Fyld- nings- grad %
1a-d, 2a,3a-b	Rest (3/4 af 240L)	43	83	2	180	92 %
	Org. (1/4 af 240L)	17	9	2	60	30 %
1c-d	Papir (½ af 240L)	12	10	8	120	69 %
	Pap (½ af 240L)	12	7	8	120	49 %
1c-d	Plast (⅓ af 240L)	35	11	8	160	53 %
	Metal (⅓ af 240L)	5	3	8	80	29 %
1e	Alle	123	123	2	370	67 %
0a-0c	Rest/org (240L)	60	113	2	240	94 %
0a-c, 1a-b, 3b	Papir i 190L	12	10	8	190	44 %
2a	Papir/pap (½ af 370L)	24	18	6	185	58 %
	Plast/metal (½ af 370L)	40	13	6	185	42 %
3a	Papir (1/3 af 370L)	12	10	6	122	45 %
	Pap/plast/metal (2/3 af 370L)	52	21	6	248	55 %
3b	Org. (⅓ af 370L)	17	9	2	93	20 %
	Rest/pap/plast/metal (⅔ af 370L)	95	104	2	278	75 %

Note: 1) "Udsorteret" rest indeholder også materialer, der ikke er sorteret til den rette beholder, og er derfor større end potentialet for rest.

Kilde: Beregninger på grundlag af data i TABEL 2-3 og TABEL 2-4 samt forudsætnin-
ger foretaget af COWI. Se Afsnit 2.1 for beskrivelse af fraktionerne.

Af planlægningsmæssige årsager og af hensyn til stordriftsfordele fastlægges indsam-
lingsudstyr og tømningsfrekvenser i den kommunale praksis typisk med en stor grad af
ensartethed på tværs af en kommunes borgere. De benyttede volumener er gennem-
snitsvolumener for en typisk familie. Det skal således være muligt for borgere med hø-
jere mængder også at få plads til affaldet i de valgte beholdere. Derfor er det i forud-
sætninger om frekvens og størrelse søgt at lægge den gennemsnitlige fyldningsgrad
mellem cirka 50 og 70 %. For restaffald er fyldningsgraden dog højere, omkring 90-95
%.

Man kan endvidere notere sig, at der i det fulde kildesorteringsscenarie 1c og 1d tøm-
mes to 240-liters beholdere hver 8. uge, dvs. 60 liter pr. uge (2 gange 240 liter delt med
8). I kildeopdelingsscenarierne 2a og 3a tømmes en 370-liters beholder hver sjette uge,
dvs. 62 liter/uge (370 liter delt med 6). Det er således søgt, via de valgte frekvenser og
beholderstørrelser, at stille kildeopdeling og kildesortering så lige som muligt i forhold til
det tømte volumen, forstået sådan, at der er lige store andele overskudsplads i behol-
derne mellem de to spor.

Der er også taget hensyn til, at det skal være nemt for borgeren at huske, hvornår beholderne skal placeres i skellet til tømning, samt at tømning sjældnere end hver 8. uge selv for genanvendelige materialer vil kunne give anledning til lugtgener. Af denne årsag er der kun valgt mellem 2-, 4-, 6- og 8-ugers tømningsfrekvens.

Det ses af TABEL 4-3, at nogle fraktioner typisk har en mere problematisk fyldningsgrad end andre. Volumen af organisk affald og metal (hhv. 9 og 3 liter/uge) er så lille, at det kan være vanskeligt at passe ind i en tokammerbeholder, uden at fyldningsgraden bliver ret lav. For restfraktionen gælder det modsat, at den er så stor, at det kan være problematisk at presse den ind i et kammer i en 240 liters tokammerbeholder.

Den høje fyldningsgrad er forholdsvis normal for restaffald, fordi borgerne i mange kommuner har mulighed for at bestille større eller mindre beholdere alt efter deres behov. Den lavere fyldningsgrad for organisk og materialefraktionerne er også typisk, fordi affaldspotentialet for materialer og kildesorteringseffektiviteten kan variere en del fra husstand til husstand, og fordi kommunerne kan have en tendens til at vælge gennemsnitligt lidt for store beholderstørrelser for at undgå for mange klager over overfyldning.

Ser man på 2-rums-beholderen til organisk/rest for alle andre scenarier end 0a-c, er fyldningsgraden 77 % for begge rum samlet set, mens samme beholder for 0a-c har en fyldningsgrad på 94 %. Faldet i fyldningsgraden skyldes, at pap, plast og metal nu ikke fyldes i denne beholder. Det er dog ikke umiddelbart muligt at mindske beholderstørrelsen, da 2-rums-beholdere er vanskelige at fylde i størrelser under 240 liter.

De nærmest uundgåeligt lavere fyldningsgrader ved øget genanvendelse vil alt andet lige medføre, at indsamlingsomkostningen for én-familieboliger stiger, når genanvendelsen øges. Scenarie 1e (posesortering) og 3b (restsortering) kan delvist håndtere problemet ved at øge beholderstørrelsen uden at ændre på antal beholdere eller frekvens, hvilket er billigere i forhold til indsamling, men til gengæld kræver særligt indrettede anlæg.

Forudsætningerne om tømningsfrekvens og beholdervalg for etageboliger er væsentligt simplere. Affaldsvolumenet for etageboliger samlet omkring en gård vil oftest have mange beholdere (f.eks. 10 eller flere). Viceværtten kan derfor løbende tilpasse antallet af minicontainere til behovet, uanset hvordan affaldet skal sorteres.

Det kan således med rimelighed forudsættes, at beholderne i etageboliger har en høj og ensartet fyldningsgrad (antaget 90 %), uanset hvordan affaldet sorteres. Hermed er omkostninger til tømning mere eller mindre direkte proportionale med affaldsvolumenet, dvs. det koster et givet antal kr. pr. kubikmeter indsamlet affald. Eneste undtagelse er organisk affald. Dette affald udsortet alene har en så høj massefylde, at det skal indsamles i 400-liters minicontainere (som er lidt dyrere pr. kubikmeter), hvor det øvrige affald kan indsamles i 660-liters minicontainere. Tømningsfrekvensen er forudsat at være ugentlig, hvilket formentlig er mest typisk. I store boligforeninger kan man se højere frekvenser, hvilket kan give en lidt lavere samlet tømningssomkostning, da et mindre antal beholdere giver det samme tømte volumen.

Omkostningen for indkøb og tømning af beholdere er baseret på COWI (2017) og COWI og SDU (2017), byggende på COWIs viden om offentlige udbudsrunder i 2017 for indsamling.

TABEL 4-4 Beholder- og tømningssomkostninger¹

	Tømning ¹	Anskaffelse	Enhedsomkostninger	
	Kr./tømning	Kr./beholder	Kr./år	Kr./m ³
190 liter 1-rum	11,20	230	620	63
240 liter 1-rum	12,80	250	706	57
240L liter 2-rum	12,80	340	721	58
370 liter 1-rum	14,40	400	814	42
370 liter 2-rum	14,40	490	917	44
400 liter 1-rum	15,20	775	1.069	31
660 1-rum	17,60	940	620	63

Note: 1) Tømningssomkostning er ved skelafhentning.

Kilder: COWI (2017) og COWI og SDU (2017). De viste enhedsomkostningseksempler er beregnet ud fra 52 tømninger/år. I scenarierne anvendes tømningsskæbenerne fra TABEL 4-2.

Alle de nævnte beholdere har en levetid på 10 år. Der er endvidere forudsat årlige vedligeholdssomkostninger på 4 % af anskaffelsesprisen.

4.3.2 Poseforbrug

Der er forudsat et poseforbrug på syv poser om ugen pr. husstand i alle scenarier. Rationalet herfor er, at affaldsvolumenet er uændret, uanset hvordan affaldet sorteres. Undtagelsen herfra er scenariet med posesorteringsanlæg. I dette scenarie forudsættes otte poser/uge pr. husstand, da papir nu også skal i poser. Omkostningen til poser er 31 øre/pose.

Skønnet for poseforbruget er skal ses som et middelskøn under betydelig usikkerhed. Nogle grupper af forbrugere kan tænkes at øge poseforbruget fordi de tømmer deres beholdere inden for boligen oftere. Andre grupper af forbrugere kan tænkes at bruge færre poser, fordi de ikke benytter poser til oplagring af udvalgte fraktioner inden for boligen.

I Miljøstyrelsen (2013) var det forudsat at poseforbruget faldt fra 7 til 5 poser/uge, fordi forbrugerne her var forudsat ikke at bruge poser til fraktionerne pap, plast og metal i scenarierne hvor disse fraktioner blev udsorteret. Som nævnt ovenfor, er denne antagelse måske for optimistisk. Der er foretaget en følsomhedsanalyse, hvor poseforbruget er 5 poser/uge. Se afsnit 6.8.1.

4.3.3 Transportafstande og –omkostninger

Projektbeskrivelsen forudsætter en barmarksbetragtning på alle anlæg og alt udstyr, og at udstyr og anlæg er optimerede til de enkelte scenarier. Barmarksbetragtningen er god til på en simpel måde at illustrere konsekvenserne af i fremtiden at benytte et af de i scenarierne analyserede affaldssystemer. Med andre ord: Hvad er konsekvenserne, når det nye affaldssystem er implementeret? Betragtningen er dog uegnet til at beskrive konsekvenserne i transformationen fra det nuværende system på vej til det nye system.

I særlig grad kan barmarksbetragtningen ikke tage hensyn til 'stranded costs',¹³ og derfor bør beslutningstagerne indtænke en passende indfasningsperiode, såfremt man ønsker at gå over til et nyt affaldssystem.

Som følge af barmarksbetragtningen er det valgt, at omlastning, sortering, pulping og forbrænding foregår på samme lokalitet i nærheden af oplandets affaldstygdepunkt. Afsætning af materialer til en genindvinder er også forudsat at ske fra affaldstygdepunktet, dvs. ved eller i nærheden af de oven for nævnte anlæg.

Beholdernes tømningssomkostninger indeholder også transport til nærliggende anlæg, typisk op til 20 km. Omkostningerne hertil er indregnet i tømningssprisen, idet datamaterialet for tømningsspriserne (vindertilbuddene på de kommunale indsamlingsudbud) også indeholder denne omkostning. Derfor forudsættes, at der ikke er yderligere transport med komprimatorvogn. Efter sortering eller behandling er forudsat følgende portafstande:

- Det pulpede, organiske affald transporteres med tankvogn til et biogasfællesanlæg 50 km fra affaldstygdepunktet.¹⁴ Der er forudsat tom returkørsel, dvs. 100 køretøjskm/læs.
- Glas transporteres fra kuber med en kroghejlslastbil og køres til en glasgenindvinder 100 km fra oplandet. Der er forudsat tom returkørsel, dvs. 200 køretøjskm/læs.
- Kildesorteret affald, der afleveres til en genindvinder, køres videre til oparbejdning. Kildeopdelt affald, som fin- eller grovsorteres, køres også videre til oparbejdning. Papir og pap oparbejdes i Sverige (afstand 200 km), mens plast og metal oparbejdes i Hamborg (300 km). Der er ikke forudsat tom returkørsel.

Pose- og restsorteringsanlæggene forudsættes at være dimensioneret præcist til oplandet, og det importerer derfor ikke affald fra andre oplande. For at opnå tilstrækkelige stordriftsfordele vil grov- og finsorteringsanlæggene dog have større kapacitet, end den mængde oplandet genererer. Derfor er det forudsat, at anlægget 'importerer' mængder fra andre oplande.

- Finsorteringsanlæg med **kildesorteret, blandet plast**: Oplandets indsamlede plastmængde er 4.250 ton/år, mens anlæggets kapacitet med treholdsskift er 51.000 ton/år. Der importeres affald fra ni tilsvarende oplande (dvs. et anlæg til hele Danmark) med en forudsat gennemsnitlig afstand¹⁵ på 110 km for alle 10 oplande.
- Grovsorteringsanlæg med **blandet plast/metal**: Oplandets indsamlede plast-/metalmængde er 7.500 ton, mens anlæggets kapacitet med toholdsskift er 34.000 ton/år.

¹³ 'Stranded costs' beskriver eksisterende anlæg med betydelig restlevetid, som ikke passer ind i det nye affaldssystem, og som derfor må udfases før udløbet af anlæggets økonomiske levetid med samfundsøkonomiske tab til følge.

¹⁴ Denne forudsætning vurderes rimelig – eventuel en mindre overvurdering – for de fleste danske affaldsoplande undtagen København, hvor afstanden kan tænkes at være større. En mere konkret vurdering af en gennemsnitlig dansk afstand ville kræve en større GIS-analyse af gylleproduktion, gødskningsmuligheder og affaldsproduktion for hele Danmark. Dette ligger ud over omfanget af nærværende analyse.

¹⁵ Den gennemsnitlige afstand er beregnet som et med antal boliger vægtet gennemsnit af afstande fra Danmarks fem regioner til udvalgte behandlingssteder. Det importerede affald har en omlasteomkostning på 115 kr./ton, som lægges til transportomkostningen. Se bilag 7.

Der importeres affald fra fire tilsvarende oplande (dvs. to anlæg i Danmark til 10 oplande) med en forudsat, gennemsnitlig afstand på 56 km for alle fem oplande.

- Finsorteringsanlæg med blandet **pap/plast/metal**: Oplandets mængde af pap/plast/metal er 10.000 ton/år, mens anlæggets kapacitet er 42.500 ton/år med to-holdsskift. Der importeres affald fra fire tilsvarende oplande (dvs. to anlæg i Danmark) med en forudsat gennemsnitlig afstand på 56 km for alle fem oplande.

Som det fremgår, passer de anvendte kapaciteter for nogle af anlæggene ikke fuldstændig med affaldsmængderne. Det er her konservativt valgt, at anlægskapaciteten er lavere end affaldsmængderne. Dette valg er taget, fordi kapaciteten bestemmer stordriftsfordelen. Ved at vælge en lidt for lav kapacitet reduceres stordriftsfordelen i form af gennemsnitsomkostningen lidt. I den samfundsøkonomiske konsekvensanalyse beregnes den samlede sorteringsomkostning dog som affaldsmængde gange gennemsnitsomkostning, så dette metodevalg vil føre til en lille overvurdering af omkostningerne ved sorteringsanlæg.

Materialernes massefylde betinger, hvor meget affald der kan fragtes på et læs. Dermed påvirker massefylden også transportomkostningerne. Lastbilens kapacitet beregnes som mindstekapaciteten af enten den maksimale tonnage eller volumen for den pågældende materialeblanding. Herfra kan beregnes enhedstransportomkostningen pr. tonkm. Den samlede transportomkostning beregnes herefter som transportbehovet (i tonkm) multipliceret med den fraktionsspecifikke enhedstransportomkostning i kr./tonkm. Kapacitet og omkostninger for de forskellige typer lastbiler er vist i TABEL 4-5.

TABEL 4-5 Kapacitet og omkostninger for lastbiler, faktorpriser

	Maks. volumen		Ma	Omkostning
	m ³ /læs	Ton/læs	Kr./køretøjskm	
Lastbil + hænger		70	32	8,41
Grabvogn/kroghejs		35	32	6,78
Tankvogn		35	32	6,78

Kilde: Beregninger baseret på skøn foretaget af COWI vedrørende omkostninger for lastbiler, se Bilag 7, TABEL B7-6a.

Materialer fragtet til et grov- eller finsorteringsanlæg fra et andet opland skal omlastes før transport. Der er forudsat en omlastningsomkostning på 115 kr./ton, svarende til et opland på 100.000 indbyggere, se Bilag 7.

4.3.4 Forbrændingsanlæg

Forbrændingsanlæggets kapacitet er begrænset af både energi og tonnage. Derfor afhænger beregningerne af omkostningerne ved at afbrænde en specifik fraktion både af tonnage og energiindhold, hvor energiindhold vægter 60 %, mens tonnage vægter 40 %. Denne antagelse blev også foretaget i Miljøstyrelsen (2013) og afspejler bedre de faktiske samfundsøkonomiske besparelser på omkostninger ved forbrænding som følge af udsortering. Se Bilag 5 for en diskussion heraf.

Det har ikke været muligt at skaffe oplysninger om omkostningerne for KARA/NO-VERENs nyeste ovn 6 (fra 2013), og derfor benyttes ældre data fra Vestforbrændings Ovn 6 (fra 2005). Dette anlægs investeringsomkostninger er 1,4 milliarder kr. for 200.000 ton kapacitet (dimensioneret brændværdi 10,5). De årlige driftsomkostninger

er 300 kr./ton. El-virkningsgraden er forudsat at være 22 % og varmekvirkningsgraden er 73 %. De præcise forudsætninger er beskrevet i Bilag 7, TABEL B7-9.

Værdien af el er forudsat at være markedsprisen for en afsætningsprofil for et forbrændingsanlæg. Denne er vurderet til 401 kr./MWh i Incentive (2017). Værdien af varme er forudsat at være den samfundsøkonomiske omkostning ved at producere varme på et anlæg tilknyttet et varmenet af samme størrelse, som et 200.000 ton/år forbrændingsanlæg typisk vil være tilknyttet, dvs. et centralt biomassefyret kraftvarmeværk. Denne er forudsat at være 58 kr./GJ (faktorpriser), jf. Bilag 7, TABEL B7-9a.

På moderne forbrændingsanlæg kan metaller udsorteres fra slaggen. Magnetiske metaller såsom jern kan udsorteres med 80 % effektivitet, mens aluminium kan udsorteres med 50 % effektivitet. Det blandede metal herfra afsættes til samme pris som øvrigt blandet metal.

Forbrændingsanlæggets størrelse kan tænkes at være i overkanten for fremtidens forbrændingsanlæg, særligt i det tilfælde hvor større dele af affaldet overgår til genanvendelse frem for forbrænding. I så fald vil man i fremtiden enten se mindre eller færre anlæg. Mindre anlæg (f.eks. 100-150.000 tons/år) vil medføre lidt større enhedsomkostninger, mens færre anlæg vil øge transportomkostningerne.

Dette taler umiddelbart for, at omkostningen til forbrænding i scenarierne med høj genanvendelse vil blive undervurderet, fordi forbrænding bliver dyrere pga. enten større forbrændingsomkostninger eller større transportomkostninger til forbrændingsanlægget.

På den anden side er det også sandsynligt, at øget genanvendelse først og fremmest vil føre til lukning af mindre forbrændingsanlæg. Dette betyder, at scenarierne med lav genanvendelse også har en tendens til at undervurdere omkostningerne til de forbrændingsanlæg, der erstattes af anlæg til genanvendelse.

Spørgsmålet om forbrændingsanlæggenes stordriftsfordele og lokalisering ligger uden for barmarksforudsætningen og dermed afgrænsningen af nærværende projekt. Dette spørgsmål (samt spørgsmålet om overgangsperiode og 'stranded costs') ville kunne analyseres tilfredsstillende ved at benytte en geografisk/affaldsøkonomisk optimeringsmodel som for eksempel gjort i Miljøstyrelsen (2004) eller Miljøstyrelsen (2017).

4.3.5 Pulp-anlæg og biogasfællesanlæg

Før den kildesorterede organiske fraktion kan bioforgasses, skal den renses for urenheder og omdannes til en pumpbar pulp. Dette sker på et særligt behandlingsanlæg for organisk affald fra husholdningerne. Dette anlæg er forudsat at have en kapacitet på 38.000 ton og er skønnet at koste 45,5 millioner kr. De faste årlige omkostninger er 2,7 millioner kr., og de variable omkostninger er 25 kr./ton. Samlet set er behandlingsomkostningen på pulpanlægget 183 kr./ton. I forbindelse med pulpningen tilsættes det organiske affald en vis mængde vand, som afhænger af, om pulpen skal transporteres videre eller ej (i dette tilfælde 70 % yderligere vand målt i vægt). Disse forudsætninger stammer fra COWI og SDU (2017) og er beskrevet nærmere i Bilag 7, TABEL B7-10.

Forudsætningerne for økonomien i biogasfællesanlægget stammer fra Energistyrelsens Biogas Taskforce arbejde, se Ea Energianalyse (2014). Her er forudsat, at et stort biogasfællesanlæg kan bygges til en investeringsomkostning på 330 kr./ton kapacitet. Anlægget har en levetid på 20 år, hvormed omkostningen til renter og afdrag er 24 kr./ton. Driftsomkostningen er 26 kr./ton. Digestatet fra den organiske dagrenovation skal også udbringes på marken, og det koster 12,5 kr./ton digestat. Samlet set er omkostningen

for behandling af pulp på biogasfællesanlægget således 63 kr./ton. Pulpen tilsættes 70% vand, så omregnet giver dette 107 kr./ton organisk affald.

Den samfundsøkonomiske værdi af biogas er i 2025 forudsat at være lig naturgasprisen på 55,7 kr./GJ, jf. Energistyrelsen (2017). Herfra skal fratrækkes omkostninger til opgradering af naturgassen på 27 kr./GJ samt omkostninger til rørtransport på 6,7 kr./GJ. Den samfundsøkonomiske værdi af biogas – målt som substitution af naturgas – er således 22,2 kr./GJ. Med et biogasindhold på 2,9 GJ/ton upulpet affald er værdien af gas i organisk affald således 65 kr./ton, mens bioforgasningsomkostningen som nævnt er 107 kr./ton. Netto er bioforgasningsomkostningen således 42 kr./ton organisk affald (før indregning af subsidier til bioforgasning, se Afsnit 0), og tillægges pulpningsomkostningen på 183 kr./ton, er der tale om 225 kr./ton. Hertil kommer transport af pulpen til biogasanlægget samt forbrænding af rejekt fra pulpningsanlægget. Alle forudsætninger for biogasanlægget er opsummeret i Bilag 7, TABEL B7-10.

4.3.6 Sorteringsanlæg

De analyserede sorteringsanlæg bærer præg af ret betydelige stordriftsfordele, særligt for finsorteringsanlæggene. Det skyldes, at særligt maskiner til finsortering er forholdsvis kostbare. En simpel måde at øge et anlægs kapacitet på er at øge antallet af driftstimer ved at operere i flerholdsskift. Maskinerne bliver herved udnyttet bedre, omend en vis ekstra investering til øget silokapacitet og lagerplads for færdigvarer også er nødvendig. Forudsætningerne om anlæggenes kapacitet og omkostninger fremgår af TABEL 4-6.

I Danmark er der forholdsvis få erfaringer med sorteringsanlæg, ud over posesorteringsanlæg. RenoNord har i april 2016 etableret et finsorteringsanlæg til metal og plast i Ålborg med en kapacitet på 4,6 ton/time til en investeringsomkostning på 38 millioner kr. På den baggrund synes de her anvendte omkostninger til finsorteringsanlæg høje.

RenoNords anlæg er dog – ud over den halve timekapacitet – ikke helt sammenligneligt med de her anvendte anlæg. RenoNords anlægs grovsortering er enklere bestykket (f.eks. indeholder det ikke en ballistisk separator til at udføre en første adskillelse af tunge og lette emner (herunder plastfolie fra plastdunke)). Desuden har anlægget f.eks. kun to NIR-maskiner (mod 12 stk. installeret i dette projekts finsorteringsanlæg til papplast og metal). På RenoNords anlæg kan man pga. en forholdsvis lav driftstid udnytte de to NIR-maskiner til at sortere plastfraktionen flere gange. Dette øger udsorteringseffektiviteten og kvaliteten, men ikke til samme niveau som forventet af de her anvendte anlæg, særligt i forhold til plastfolier.

TABEL 4-6 Forudsatte investerings- og driftsomkostninger for sorteringsanlæg

	Skift	Kapacitet		Investering	Drift	Gennemsnits- omkostning
		Ton/år	Ton/time			
				Mio. kr.	Mio. kr./år	Kr./ton
Plast (H)	1	17.000	10	131	9	1.150
	2	34.000	10	148	14	717
Metal/plast (L)	1	17.000	10	53	6	551
	2	34.000	10	64	9	357
Pap/metal/ plast (H)	1	21.250	12,5	131	10	945
	2	42.500	12,5	146	14	588
Tør rest (H)	1	51.000	30	127	12	458
Pose (L)	1	139.300	82	107	7	102

Kilder: COWI og SDU (2017), COWI (2017) og COWI (2016b), samt justeringer heraf ud fra antagelser foretaget af COWI. Høj- og lavteknologisk anlæg er indikeret med hhv. (H) og (L). Se Bilag 7, TABEL B7-14 og TABEL B7-15.

De højteknologiske anlægs sorteringseffektiviteter er forudsat at være 90 % for metal og 85 % for plast og pap. Anlægget til tør rest har lavere effektivitet, især på papir, pap og plast, og kvaliteten af den frasorterede blandede plast er lavere. De lavteknologiske anlæg har samme sorteringseffektivitet som de højteknologiske, men de sorterer ikke plasten i polymertyper.

Det er forudsat, at posesorteringsanlægget har en fejlsorteringsrate på 5 %, dvs. hver 20. pose med ikke-restaffald vil fejlagtigt blive sorteret som rest og brændt. Denne forudsætning er begrundet i erfaringer fra Norge med anlæg af OptiBag-typen. Samme forudsætning blev gjort i Miljøstyrelsen (2013).

4.3.7 Afsætningspriser

De grovsorterede materialer afsættes til genindvindere i Danmark. Markedspriserne på et marked med fuldkommen konkurrence må ud fra et økonomisk teoretisk synspunkt tænkes at afspejle de finsorterede materials værdi for en oparbejdningsevne, transport til oparbejdning, og omkostninger til finsortering og anden håndtering (fraset eventuelle eksternaliteter som påvirker danske forbrugere). Under fuldkommen konkurrence antages det, at aktørerne hverken har tab eller profit på deres køb, salg og behandlingsomkostninger for materialerne.

Markedspriserne er lig den samfundsøkonomiske værdi af materialerne, enten under antagelse om fuldkommen konkurrence, eller såfremt markedsprisen betales til en udenlandsk aktør. En udenlandsk aktørs eventuelle profit eller tab skal ikke medregnes i en dansk samfundsøkonomisk konsekvensvurdering. Hvis en dansk aktør har profit eller tab, bør dette så vidt muligt indregnes i vurderingen.

COWI har indsamlet markedspriser via interviews med aktører på markedet for genanvendelige materialer. Interviewene er gennemført i løbet af sommeren og efteråret 2017.

TABEL 4-7 Observerede markedspriser for materialer solgt til genindvinder

	Pris, kr./ton
Kildesorteret papir	800
Kildesorteret pap	650
Blandet papir/pap	700
Blandet plast	-1.000
Kildesorteret blandet metal	1250
Kildesorteret glas fra kuber	10

Kilder: COWI og SDU (2017) og COWI (2017).

Som nævnt ovenfor er markedspriserne kun repræsentative for den samfundsøkonomiske værdi af materialerne, såfremt aktørerne ikke har tab eller profit. Priserne på finsorteret jern og aluminium er hhv. 900 og 7.000 kr./ton. I blandet metal udgør aluminium 18 % udsorteret vægt og jern 72 %. Med disse vægte er salgsindtægten 1.500 kr./ton indleveret blandet metal. Der er således 250 kr./ton dækningsbidrag til at bekoste håndtering, sortering, opbevaring og videre transport af metallerne. Denne beregning er behæftet med nogen usikkerhed pga. muligheden for, at sammensætningen i jernfraktionen varierer. Alene transporten af metallerne til omsmelting er på omkring 400 km til en transportomkostning på omkring 0,75 kr./tonkm, så dette dækningsbidrag synes ikke umiddelbart at indikere en overnormal profit. Også eksistensen af ganske mange danske metalprodukthandlere indikerer, at markedspriserne for blandet metal i rimelig grad afspejler den samfundsøkonomiske værdi af blandet metal.

Hvad angår forskellen mellem markedsprisen for blandet plast og værdien af de udsorterede polymerer er billedet noget anderledes. Den vægtede pris for udsorterede polymerer er beregnet til 624 kr./ton, jf. TABEL 4-8.

TABEL 4-8 Afsætningspriser for polymerer¹

	Pris pr. kvalitet, kr./ton			Gennemsnitsprisen kr./ton	Vægtandel, udsorteret polymer % ¹
	Høj	Mellem	Lav		
Vægtandel, kvalitet, %	25 %	50 %	25 %	-	-
PP	700	400	0	375	14 %
PET	400	200	0	200	9 %
HDPE	1.250	600	0	613	7 %
LDPE	2.700	1.700	500	1650	37 %
Vægtet pris	1.027	624	142	604	68 %*

Note: 1) Inkluderer også en sorteringseffektivitet på 85 %.

Kilder: COWI (2016b), COWI (2017) og COWI og SDU (2017). Se Bilag 7, TABEL B7-18.

Sammenholdt med en pris på -1.000 kr./ton (betaling for at komme af med blandet plast, inkl. transport til anlæg i udlandet) er der således et dækningsbidrag på 1.600

kr./ton til håndtering, transport og finsortering af den blandede plast. I TABEL 4-6 er angivet en finsorteringsomkostning på 717 kr./ton for et relativt lille anlæg. Med en afstand på 400 km og en transportomkostning på 0,31 kr./ton km for balleteret plast synes dette dækningsbidrag at afspejle en overnormal profit i enten genindvinder- eller oparbejdningsleddet. Det er også et overraskende forhold, at udenlandske anlæg, som må formodes at have storskalafordele på grund af deres betydelige opland, tilsyneladende har højere omkostninger, end dem et nybygget dansk anlæg synes at kunne præstere.

En anden forklaring kan være, at udenlandske – dvs. især tyske – anlæg er indrettet til en anderledes sammensætning af plast, fordi Tyskland ikke har et returpantssystem. Derfor ender plastflasker til drikkevarer som plastaffald, og det kan tænkes at forklare dele af forskellen. Den samfundsøkonomiske gevinst ved at finsortere plastfraktionen i Danmark vil i så fald ikke bestå i at eliminere en udenlandsk, overnormal profit, men i stedet at benytte et sorteringsanlæg bedre egnet til dansk plastaffald.

I diskussionen af overnormal profit på markedet for blandet plast er det værd at huske på, at dette marked er relativt nyt, og at en stor del af sorteringen af plast foregår i Kina og ikke på finsorteringsanlæg i Europa. Med det stadigt stigende fokus på øget udsortering af plast er det ikke utænkeligt, at efterspørgslen efter finsortering for nærværende overstiger kapaciteten. Dette kan medføre, at prisforskellen mellem blandet plast og finsorterede polymerer i en periode fremover vil være større, end omkostningen til sortering berettiger.

Derudover har Kina i slutningen af 2017 indført et importforbud rettet mod blandet affald, angiveligt for at reducere miljøproblemer. Med den kinesiske dominans på det europæiske marked for blandet plast vil det ikke være overraskende med yderligere stigninger i prisforskellen mellem blandet plast og finsorterede polymerer.

I forhold til den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering vil stigende forskelle mellem priserne på blandet plast og finsorterede polymerer tale til fordel for løsninger, hvor den blandede plast finsorteres på danske anlæg. Dette skyldes, at danske aktører herved vil høste den (formentligt midlertidige¹⁶) overnormale profit på finsortering af plast.

4.3.8 Marginale skadesomkostninger

Livscyklusvurderingen beregner udledningerne til luft af CO₂, CH₄, N₂O, SO₂, NO_x PM_{2,5} og CO, og den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering indregner skadesomkostningerne herfra. De marginale skadesomkostninger er præsenteret i TABEL 4-9.

Det kan bemærkes, at skadesomkostningen for CO₂ er baseret på den europæiske kvotemarkedspris, jf. Energistyrelsens og Finansministeriets retningslinjer på dette punkt. Kvotemarkedsprisen vil kun afspejle en faktisk samfundsøkonomisk skadesomkostning, såfremt den til rådighed stillede kvotemængde afspejler en korrekt afbalancering mellem samfundsøkonomiske marginale skadesomkostninger og marginale reduktionsomkostninger. Af denne årsag foretages senere en følsomhedsanalyse med en samfundsøkonomisk skadesomkostning for karbon.

¹⁶ Ligesom underkapacitet kan give anledning til overnormal profit, vil overkapacitet også kunne medføre risiko for tab. Idet sorteringsanlæggets levetid er 20 år, er det sandsynligt, at anlægget i dets levetid både vil opleve profitable såvel som tabsgivende priser.

Udledningerne af CO₂ beregnes med LCA-værktøjet EASETECH, og dette giver anledning til et potentielt dobbelttællingsproblem for CO₂ fra el- og varmeproduktion. Elprisen i den affaldsøkonomiske model er baseret på elproduktion i Danmark og dets nabolande og indeholder derfor et element CO₂-kvoteomkostninger. Når den affaldsøkonomiske model både indregner dette element og skadesomkostningerne fra den LCA-beregnete CO₂-udledning, er der principielt set tale om dobbelttælling. Ligeledes indeholder den benyttede varmepris også omkostninger til CO₂-kvoter, mens den beregnede CO₂-udledning fra varmeproduktionen også påregnes en skadesomkostning. Imidlertid viser resultaterne fra den affaldsøkonomiske model, at de samlede danske skadesomkostninger fra CO₂ udgør under 1 % af de samlede samfundsøkonomiske omkostninger. Da det er forbundet med betydelige metodiske vanskeligheder at isolere og sammenholde CO₂-udledninger fra elpris, varmepris og fra LCA-beregningsen, er det pragmatisk valgt ikke at forfølge denne problemstilling yderligere.

De øvrige skadesomkostninger er beregnet ved hjælp af GIS-analyser og atmosfærisk modellering af helbreds- og øvrige skader af udledninger fra affaldsanlæg i Danmark.

TABEL 4-9 Marginale skadesomkostninger for emissioner til luft, kr./kg, markedspriser

	Marginale skadesomkostninger
CO ₂	0,058
PM2,5	32
NO _x	2
SO ₂	17
CO	0

Kilder: For CO₂: Energistyrelsen (2017). Værdisætningen af CH₄ og N₂O er baseret på CO₂-prisen multipliceret med hhv. faktor 21 og 310. De øvrige skadesomkostninger er baseret på COWI (2014), TABEL 4-3 SNAP 9 (forbrændingsanlæg).

Ændringerne i transport- og trafikarbejdet værdisættes med eksterne skadesomkostninger for vejslid, støj og uheld. Værdierne herfor er beskrevet i TABEL 4-10

TABEL 4-10. Marginale skadesomkostninger, trafikarbejde, markedspriser

Marginal skadesomkostning, kr./køretøjskm	
Vejslid	1,21
Støj	0,16
Uheld	1,95

Kilde: Transport DTU (2017), 2017-prisniveau for 2020.

En række eksternaliteter er ikke værdisat. Det drejer sig om emissioner til vandmiljøet (især vedrørende det ændrede gødningsmønster og nærings-saltbelastning, når organisk affald bioforgasses), og påvirkninger fra kemikalier. Størrelsesordenen af disse påvirkninger er i princippet ukendt, men kan formodes at være af behersket økonomisk værdi, da kemikalieudledningerne er små (pga. røggasrensning for danske anlæg), og

ændringen næringssalt-belastning begrænses af, at der er tale om substitution af kunstgødning. Forbrug af virgine materialer er heller ikke værdisat, ud over den eksisterende markedspris for disse.

Når organisk affald bioforgasses i stedet for at forbrændes, vil energiindholdet i det organiske affald flyttes fra affaldsforbrændingsanlæggenes basisvarmelast til opgraderet biogas, som kan lagres. Dette vil alt andet lige være en økonomisk fordel i den kommende grønne omstilling, hvor varierende produktion af vind- og solenergi stiller større krav til fleksibiliteten i el- og varmesystemet. Denne økonomiske fordel kan værdisættes ved brug af energisystemplanlægningsmodeller såsom Balmorel og TIMES-DK. En sådan analyse ligger dog ud over afgrænsningen for nærværende projekt.

4.3.9 Afgifter

Varmeproduktion fra affaldsforbrændingsanlæg er underlagt en affaldsvarmeafgift på 19,5 kr./GJ varme og en tillægsafgift på 31,6 kr./GJ indfyret affald. Der er endvidere en CO₂-afgift på faktiske målte udledninger på 172 kr./ton.

Når affaldsforbrændingsvarmeproduktionen formindskes som følge af øget genanvendelse, stiger produktionen af øvrig varme. Biomasse (som er afgiftsfritaget for energiafgift) udgør imidlertid brændslet til en del af denne varme. Hermed falder statens afgiftsindtægter, når øvrig varmeproduktion overtager fra affaldsvarmeproduktionen. Det er forudsat, at biomasse udgør 33 % af brændslet i den varme, der erstatter affaldsvarme. Energiafgiften er 55 kr./GJ, så den samlede energiafgift på varmen, der erstatter affaldsvarme er 67 % af 55 kr./GJ, svarende til 37 kr./GJ.

Biogas modtager støtte med en garanteret mindstepris på 79,2 kr./GJ ('tillæg 2' i 2016-prisniveau) og en yderligere støtte på 74,2 kr./GJ ('tillæg 1' i 2008-prisniveau). Disse støttesatser fremskrives til 2025, idet støttesatserne kun reguleres med 60 % af udviklingen i nettoprisindekset. Det såkaldte 'tillæg 3' er afviklet inden 2025. Mindsteprisen fra tillæg 2 er fremskrevet til 52,4 kr./GJ, og fordi markedsprisen er antaget at være 55,7 kr./GJ, er tillæg 2 derfor nul. Tillæg 1 er fremskrevet til 54,2 kr./GJ. Beregningen af tilskuddet er detaljeret beskrevet i Bilag 7, TABEL B7-12.

Det samlede tilskud til biogas er således 54,2 kr./GJ i 2025, hvorved den finansielle indtægt er 109,9 kr./GJ. Støtten kan omregnes til 37 kr./ton upulpet organisk affald.

Store energianlæg (såsom affaldsforbrændingsanlæg, kraftvarmeanlæg mv.) betaler også afgifter af udledningen af NO_x og SO₂, men har i deres moderne udgaver også ganske effektiv røggasrensning. I denne sammenhæng kan NO_x-udledningen for de benyttede anlæg ansættes til 90 g/GJ indfyret affald, og med en NO_x afgift på 84,1 kr./ton, vil NO_x-afgiften for et ton affald med en forudsat brændværdi på 11 GJ/ton være under 10 øre pr. ton affald. NO_x-udledningen for kraftvarmeanlæg er i samme størrelsesorden eller mindre¹⁷, så også her er NO_x-afgiftens samlede størrelse ubetydelig.

For svovlafgiften benyttes som umiddelbart skøn en udledning på 16 g SO₂/MWh fjernvarme produceret ved affaldsvarme. Afgiftens størrelse er 11,7 kr./g udledt til luften. Svovlafgiften er således lidt under 20 øre/MWh affaldsvarme, hvilket er ubetydeligt i forhold til varmens samlede omkostning på godt 200 kr./MWh.

¹⁷ Se Energistyrelsen (2018) for data om udledninger fra affalds- og kraftvarmeanlæg, samt Skatteministeriets Juridiske Vejledning sektion E.A.4.2.5.1 om NO_x-afgift.

Afgifterne nævnt herover indgår i beregningen af den offentlige sektors provenu, bortset fra afgifterne på NO_x og SO₂, hvis samlede provenu som vist ovenfor er ubetydeligt. Disse afgifter og tilskud tæller ikke direkte som samfundsøkonomiske omkostninger og indtægter, da de er med til at finansiere offentlige udgifter, som ellers skulle have været finansieret af borgerne med andre skatter og afgifter.

I den udstrækning scenarierne giver anledning til et større eller mindre afgiftsprovenu beregnes også skatteforvridning og finansieringsomkostninger, inkl. tilbageløb (det forhold at yderligere udgifter i form af skat eller affaldsomkostninger forhindrer forbrug, som giver anledning til moms- og øvrigt afgiftsprovenu). Beregning af skatteforvridning og finansieringsomkostninger er beskrevet i Bilag 5.

4.4 Nytte og anvendelse af tid og areal ved øget sortering

Øget sortering hos forbrugerne - som følge af ændrede krav til affaldssorteringen fra kommunens side - kan medføre, at forbrugerne skal bruge mere tid eller mindre til at sortere affald og eventuelt også mere eller mindre plads. Omkostninger herved bør principielt også indregnes i en samfundsøkonomisk konsekvensvurdering.

Man kan dog observere, at en stor del af de danske borgere i vidt omfang vælger at øge deres affaldssortering, når der etableres henteordninger, selv om kravene til udsortering er de samme (kravene til udsortering er ikke forskellige for bringe- og henteordninger)¹⁸. Det gælder primært papir og glas, men i stigende grad også andre fraktioner efterhånden som kommunerne indfører henteordninger i stedet for bringeordninger. Det er derfor nærliggende at overveje, om man også bør inkludere nytte af affaldssorteringen i den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering.

Spørgsmålet om værdisætning af nytte, tid og areal er en metodemæssigt vanskelig diskussion, og denne er henlagt til Bilag 5.

4.5 Kritiske forudsætninger

Følgende samfundsøkonomiske forudsætninger er vurderet som kritiske ud fra erfaringerne fra Miljøstyrelsen (2013) og lignende projekter. Erfaringerne er baseret på bl.a. størrelsen af de forskellige omkostningselementer samt størrelsen af potentielle forskelle mellem scenarierne:

- Niveauet for indsamlingsomkostninger: Et lavere niveau for indsamlingsomkostninger vil sænke omkostningerne ved kildesortering mere end for de øvrige spor. Indsamlingsomkostningerne udgør typisk 60-80 % af de samlede omkostninger og kan derfor være en betydelig kilde til usikkerhed.
- Skadesomkostninger frem for kvotepris for CO₂ og international frem for national afgrænsning af miljøeffekter. Der er stor usikkerhed om niveauet for skadesomkostninger samt afgrænsningen af de skadelige effekter, og kombineret med at den overvejende del af de positive miljøeffekter ligger i udlandet, kan forudsætningen have stor betydning for resultatet.

¹⁸ Jf. affaldsbekendtgørelsen §26-31 er kommunerne forpligtet til at etablere indsamlingsordninger (dvs. enten hente- eller bringeordninger) for hhv. papir-, pap-, glasemballage-, metalemballage- og plastemballageaffald. Og jf. affaldsbekendtgørelsen §39 har borgerne pligt til at benytte de kommunale indsamlingsordninger.

- Forskellen mellem de estimerede omkostninger til sortering af affald i Danmark og spændet mellem afsætningspriserne for finsorterede polymerer og blandet sorteringsegnet affald i udlandet.
- Omkostningsfordelingen mellem vægt og energi i vurderingen af langsigtsmarginalomkostningerne ved forbrænding.
- Afsætningspriser for varme og effekten af brændselsafgiftsfritagelse for biomasse.

Der er lavet følsomhedsanalyser på de kritiske forudsætninger, jf. Afsnit 6.8.

5. Resultater, LCA

I dette kapitel præsenteres resultaterne af LCA'en. Kapitlet er opbygget, således at det bevæger sig fra ét scenarie til det næste for på denne måde at belyse miljøeffekten ved hver ændring fra et scenarie til det næste.

De viste resultater er for de blandede boligtyper (opland iii) og ikke for én-familieboliger (opland i) og etageboliger (opland ii) alene, da der i forhold til LCA-resultaterne ikke er væsentlige forskelle mellem de tre oplande. Resultaterne for de enkelte boligtyper findes i LCA-bilagsrapporten (Bilag 6). Der præsenteres primært resultater for global opvarmning (GWP) her, men bilagsrapporten indeholder resultaterne for alle de beregnede miljøpåvirkningskategorier.

Miljøeffekterne fra de forskellige scenarier skyldes dels emissioner fra indsamling, transport, energi- og materialeforbrug, dels direkte emissioner ved håndtering og behandling af affaldet samt effekter ved fortrængning af energi og materialer.

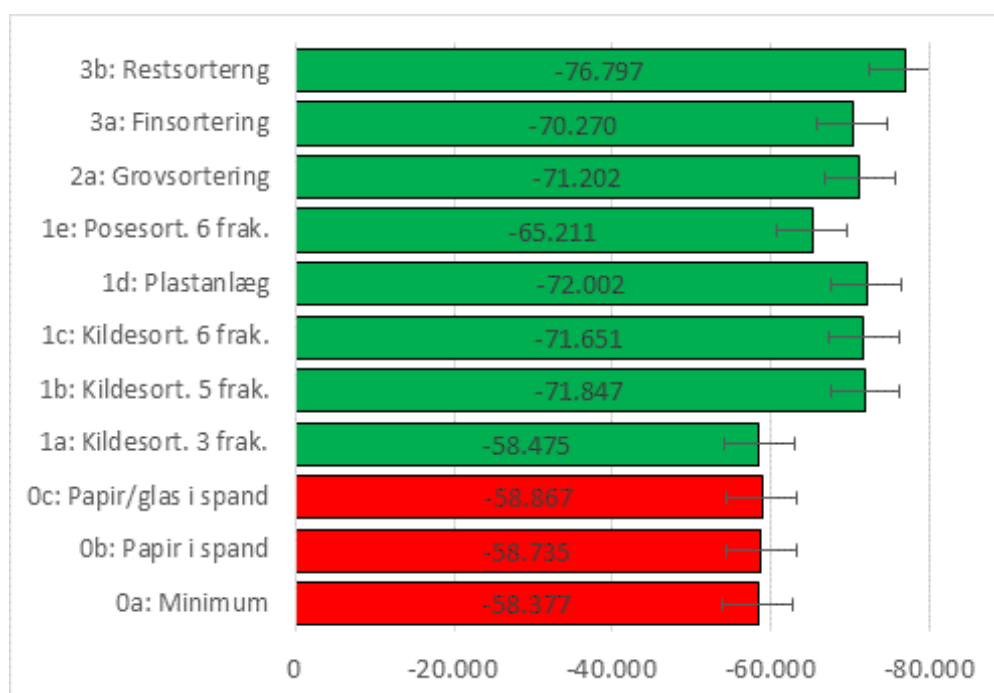
Resultaterne for GWP præsenteres som CO₂-ækvivalenter. Bilag 6 indeholder karakteriserede og normaliserede resultater for global opvarmning samt en detaljeret oversigt over de andre miljøpåvirkninger.

Nedenstående figurer viser forbrug af energi og materialer samt direkte emissioner som positive bidrag til effekterne (dvs. at en effekt, der er negativ for miljøet, her får et positivt fortegn), imens effekter fra fortrængning af energi og materialer (miljøbesparelser) fremgår som negative bidrag (dvs. at miljøforbedringer her får et negativt fortegn).

5.1 Overordnede LCA-resultater

De overordnede resultater af miljøvurderingen for GWP fremgår af og viser generelt, at jo større antal udsorterede fraktioner, desto større besparelser opnås. Alle scenarier bidrager med besparelser, hvor der spares mellem 60.000 og 72.000 ton CO₂-ækvivalenter fra det dårligste til det bedste scenarie. Minimumssporet (scenarie 0a, 0b og 0c) giver den mindste besparelse, og kildesortering hos borgeren giver generelt høje besparelser. Posesortering (scenarie 1e) klarer sig ikke så godt som de andre kildesorteringsmetoder grundet de ekstra udgifter til poser. Kildeopdeling ved borgeren med efterfølgende grov- og finsortering har lidt lavere besparelser sammenlignet med kildesortering ved borgeren grundet det ekstra sorteringstrin, der kræves. Kildeopdeling med sortering af restaffaldet kommer i miljøvurderingen ud med den højeste besparelse, da der udsorteres en ekstra mængde genanvendelige materialer fra restaffaldet. Det er her vigtigt at erkende, at kvaliteten af det udsorterede materiale fra restaffaldet er lavere end kvaliteten af de andre udsorterede materialer til genanvendelse, hvorfor der vil være yderligere omkostninger til oparbejdning af disse ressourcer før genanvendelse. Mulighederne for, hvad det kan genanvendes til, er ligeledes lavere.

FIGUR 5-1 Klimakonsekvenser af de 11 scenarier for blandet opland (ton CO₂ per år per opland)¹



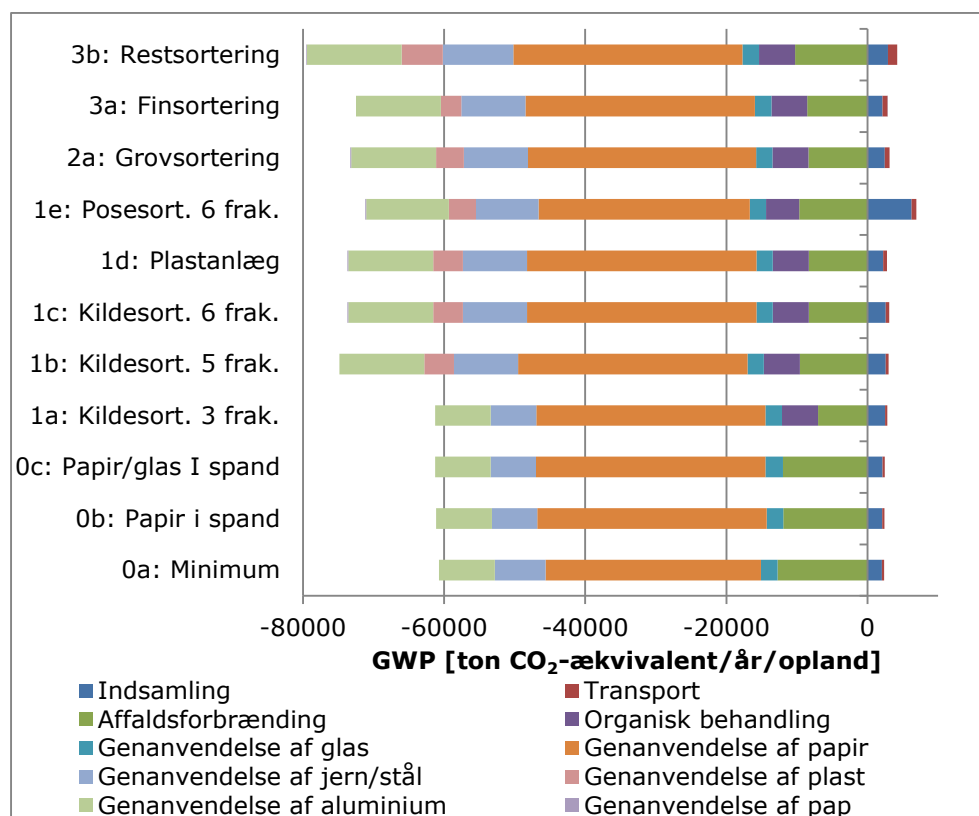
Note: 1) De røde søjler angiver scenarier, der ikke lever op til det nye EU-krav om senest fra udgangen af 2023 at indføre kildesortering af organisk affald, mens de grønne søjler angiver scenarier, som gør. De sorte streger angiver usikkerheden opgjort som standardafvigelse beregnet ved hjælp af EASETECH. Se Bilag 6 for detaljer.

Kilde: Beregninger foretaget af DTU.

For alle scenarier i FIGUR 5-1 er vist usikkerhed for en række nøgleparametre (nøgleparametre og estimerede usikkerheder er yderligere beskrevet i LCA-bilagsrapporten (Bilag 6). Fejlstængerne repræsenterer 2*standardafvigelse af Monte Carlo-simuleringen. Med 2*standardafvigelse er opnået et konfidensinterval på 95 %, dvs. man i princippet kan regne med, at 95 % af de forventede resultater ligger inden for fejlstængernes interval. Dog skal det pointeres, at de estimerede usikkerheder brugt i modelleringen ikke nødvendigvis repræsenterer den sande usikkerhed, og der er også usikkerheder på andre data, som ikke er inkluderet i usikkerhedsanalysen. Resultaterne med fejl-stænger indikerer, at der ikke er reel forskel på kildesortering og kildeopdeling, men at både kildesortering og kildeopdeling (scenarie 1a-1e, 2a, 3a-3b) kommer bedre ud end minimumscenarierne, hvor der kun udsorteres glas og papir.

I FIGUR 5-2 er den samlede GWP opgjort i processer, der henholdsvis bidrager med nettobesparelser og nettoudledninger. Affaldsforbrænding leder i alle scenarier til en mindre besparelse fra el- og varmenyttiggørelsen af affaldet. Dette skyldes, at den direkte CO₂-udledning fra forbrænding er lavere end besparelsen fra el- og varmeproduktionen, hvilket fører til en netto-besparelse. Genanvendelse af papir, jern og aluminium medfører en relativt stor besparelse i alle scenarier. Genanvendelse af de øvrige fraktioner bidrager i mindre (og varierende) omfang, hvilket skyldes en kombination af affaldsmængder (fraktionens andel af den samlede affaldsmængde) og gevinsten ved genanvendelse målt pr. ton affald.

FIGUR 5-2 Samlet global opvarmning (GWP) opgjort i processer, der henholdsvis bidrager med nettobesparelser og nettoudledninger (CO₂-ækvivalenter/år/opland)



Kilde: Beregninger foretaget af DTU. Se Bilag 6 for detaljer.

For alle scenarier ses en påvirkning fra indsamling og transport, hvilket skyldes dieselbrændstof til transport af affaldet. I scenarie 1E (posesorteringsanlæg) skyldes den større påvirkning i indsamlingen omkostningerne til et ekstra poseforbrug i husholdningen. Disse del-påvirkninger er dog relativt små sammenlignet med de samlede påvirkninger.

Resultaterne indikerer generelt, at øget genanvendelse medfører øgede miljømæssige besparelser (her global opvarmning), men at forskellen imellem de enkelte scenarier er begrænsede.

I de følgende afsnit gennemgås de enkelte scenarier, så forskelle i bidragene til global opvarmning, der optræder imellem scenarierne, forklares. I denne gennemgang henvises fortsat til FIGUR 5-1 og FIGUR 5-2.

5.2 Minimumssporet

Minimumssporet, hvor der kun kildesorteres papir og glas, består af tre scenarier, hvor forskellen imellem scenarierne er indsamling af papir og glas i hhv. kuber (0a) og husstandsindsamling af papir (0b), og husstandsindsamling af glas (0c).

Resultaterne for dette spor viser, at den største besparelse ligger i affaldsforbrænding af restfraktionen og genanvendelse af papir. Derudover er der mindre besparelser fra genanvendelse af metaller udsortet fra slagger i forbrændingen. Indsamling og transport har et relativt lille bidrag (under 3 % af det samlede resultat for scenariet). Effekterne for global opvarmning forskydes en smule fra forbrænding til genanvendelse af papir fra scenarie 0a til scenarie 0b.

Forskellen er dog yderst begrænset (det er en lille mængde, der flyttes, og begge behandlinger medfører besparelser) og kan stort set ikke ses på det totale resultat fra scenarierne.

De primære grunde til denne forbedring er oplistet nedenfor:

- **Genanvendelse:** Skiftet til husstandsindsamling af papir leder til en øget udsortering af papir og glas til genanvendelse, hvilket giver en øget besparelse.
- **Forbrænding:** Den mindre mængde papir, der afbrændes, gør, at forbrændingens nettoudledning øges marginalt, da papir generelt leder til en besparelse, når det brændes. Dog er besparelsen ved genanvendelse højere end ved forbrænding.

5.3 Kildesorteringssporet

Kildesorteringssporet består af fem scenarier (scenarie 1a-1e), hvor husstandene gradvist udsorterer flere affaldsfraktioner. Overordnet viser resultaterne for dette spor, at den største besparelse stadig ligger i genanvendelse af papir, men at man ser øget besparelse fra genanvendelse af de andre fraktioner. Udsortering af organisk materiale til forgasning gør ikke nogen særlig forskel i forhold til global opvarmning.

5.3.1 Udsortering af organisk affald (1a)

Ved kildesortering af organisk affald flyttes affald fra forbrænding til organisk behandling (forbehandling og biogasproduktion).

Resultaterne viser, at der næsten ikke sker nogen ændring i global opvarmning ved udsortering af organisk materiale til forgasning. Der sker dog nogle ændringer på procesniveau. De primære grunde er oplistet nedenfor:

- **Bioforgasning:** Udsortering af organisk affald til bioforgasning leder til en begrænset forøgelse i besparelsen for global opvarmning i forhold til forbrænding. I modelleringen er der taget udgangspunkt i at den producerede biogas bliver brugt til at producere el og varme, som er standarden på de fleste danske biogasanlæg. I modelleringen er der ikke set på hvad effekten ville være af lagring af biogassen, til brug i el produktion ved spidsbelastning eller i transport sektoren.
- **Indsamling:** Besparelsen ved bioforgasning opvejes af, at der bruges yderligere diesel på indsamling og transport til anlægget for bioforgasning.
- **Forbrænding:** Der er et fald i besparelsen fra forbrænding, hvilket skyldes, at man har flyttet det organiske affald, hvorfor man får en lavere besparelse fra forbrænding af det resterende restaffald.
- **Andre miljøpåvirkninger:** Der sker større ændringer ved udsortering af det organiske affald, når man ser på andre miljøpåvirkninger. Der er besparelser med hensyn til den fortrængte konventionelle fosfor ved udbringning af digestat på marker, med en besparelse på 32 ton fosfor for det blandede scenarie. Denne markspredning leder dog også til en større udsivning af næringsstoffer, primært nitrogen, da der kan spredes større mængder næringsstoffer ved udbringning af digestat end ved konventionelle gødningstoffer, hvorfor man ser en øgning i næringsstofbelastning. Der er dog regulering på, hvor stor denne øgede udledning kan være.

5.3.2 Udsortering af plast og metal (1b)

Ved kildesortering af plast og metal flyttes affald fra forbrænding til genanvendelse (oparbejdning) i udlandet, hvor der forinden sker en sortering i udlandet af plast i dets polymerfraktioner og af metaller i jern og aluminium.

Resultaterne viser, at der sker en væsentligt forøget besparelse til global opvarmning ved udsortering af jern og aluminium og en mindre besparelse fra genanvendelse af plast. Desuden falder påvirkningen fra forbrændingsanlægget. De primære grunde er oplistet nedenfor:

- **Metalgenanvendelse:** Der sker en forøgelse af besparelsen fra genanvendelse af jern og aluminium, hvilket skyldes, at primær produktion af disse materialer har en relativt stor miljøpåvirkning. Da der allerede udsorteres metaller fra slaggen, sker der herved en forøgelse af den totale mængde metal, der genanvendes. Desuden er kvaliteten af materialerne højere end, når de udsorteres fra slaggen.
- **Plastgenanvendelse:** Plast bidrager ikke med en lige så stor besparelse som metaller pr. ton materiale. Men da vi har store mængder plast i affaldet, giver det stadig en øget besparelse.
- **Forbrænding:** Plast har en høj brændværdi. Plast indeholder dog også en stor mængde fossilt kulstof, hvorfor man ser et fald i bidraget til global opvarmning fra forbrænding, når plast udsorteres. Dette skyldes, at de direkte udledninger af kuldioxid fra forbrænding af plast er højere end den undgåede, marginale energiproduktion.

5.3.3 Fuld kildesortering (1c, 1d og 1e)

I forhold til scenarie 1B udsorteres nu også pap. I scenarierne 1c og 1d sker dette ved kildesortering i todelte beholdere ved husstanden, hvor finsorteringen af materialerne foregår hhv. i udlandet (1c) og i Danmark (1d). I scenarie 1e foregår kildesorteringen ved posesortering med efterfølgende optisk sortering i hovedmaterialer, der herefter sorteres.

Resultaterne viser, at udsortering af pap ikke har nogen betydning for global opvarmning (1c og 1d). Finsortering i Danmark (1d) betyder, at der er mindre transport inden sortering, hvorved restaffald der frasorteres i finsorteringsanlægget har en kortere vej til forbrændingsanlægget. Posesorteringsanlægget (1e) har en lidt lavere besparelse end den fulde kildesortering, da det indebærer et ekstra sorteringstrin og omkostninger til produktion af additionelle plastposer. De primære grunde er oplistet nedenfor:

- **Genanvendelse af pap:** Genanvendelse af pap bidrager med meget få besparelser i forhold til primærproduktion af pap. Da mængden af pap i affaldet desuden er lav, giver det ikke en reel ændring at udsortere det. I modelleringen er der ikke taget højde for ændringer af kvaliteten af papir ved udsortering af pap, der dog må antages at stige lidt, når pap genanvendes separat.
- **Finsortering:** Finsortering i Danmark gør, at de kildesorterede fraktioner transporteres kortere inden finsortering. Herved bliver belastningen fra transport af den udsorterede rest på finsorteringsanlægget også mindre. En ekstra fordel, der ikke er medtaget i modelleringen, er, at finsortering i Danmark kan bevirke, at man lettere kan styre, hvad materialerne finsorteres til, så risikoen for *downcycling* muligvis kan mindskes.
- **Posesortering:** Posesorteringen betyder, at der især for papir kommer et ekstra sorteringstrin inden genanvendelse. Det betyder, at der er et fald i mængden af genanvendt materiale i forhold til den fulde kildesortering med separat indsamling. Desuden vil der være et anseeligt forbrug af poser sammenlignet med de andre indsamlingsformer. Denne belastning skal dog ses i forhold til, at der skal bruges færre beholdere, hvor produktionen af disse også vil have en betydning. Det bemærkes her, at fast infrastruktur (bygninger og maskiner

til sortering) samt ekstra beholdere ikke er inkluderet i modelleringen, så potentielle fordele ved brugen af poser vil reelt være lidt mindre end beregnet.

5.4 Kildeopdelingssporet

Kildeopdelingssporet består af tre scenarier (scenarie 2a, 3a, 3b), hvor husstandene kildeopdeler deres materialer i forskellige blandede fraktioner, der herefter udsorteres på centrale sorteringsanlæg.

5.4.1 Grovsorteringssporet (2a)

Scenarie 2a repræsenterer grovsorteringssporet; det vil sige lavteknologisk sortering af kildeopdelte materialer (papir/pap og plast/metal) efterfulgt af finsortering i udlandet. Resultaterne af dette sammenlignes med 1c for at vise forskellene sammenlignet med kildesortering af de samme materialer.

Resultaterne viser, at der ikke er stor forskel på kildesortering (1c) og grovsortering af kildeopdelte fraktioner (2a). Der sker et lille fald i besparelsen på global opvarmning, hvilket skyldes, at det ekstra grovsorteringstrin gør, at en lidt mindre mængde af de genanvendelige materialer genanvendes, hvorfor lidt mere materiale også forbrændes. De primære grunde er oplistet nedenfor:

- **Grovsortering:** Grundet grovsorteringstrinnet der ikke er nødvendig i finsorteringssporet, bliver lidt ekstra plast udsortet som rejekt. Da frasorteringen er væsentligt højere for plast end metal, gør det, at faldet i besparelsen fra genanvendelse primært ses for plast. Hertil skal lægges, at metallerne også i nogen grad udsorteres fra slagger af det forbrændte rejekt, hvorfor det primært er plastmængden til genanvendelse, der falder.
- **Forbrænding:** Den frasorterede plast i grovsorteringen gør, at der er lidt højere global opvarmning fra forbrændingsanlægget, grundet det ekstra fossile kulstof, der afbrændes.

5.4.2 Finsorteringssporet (3a og 3b)

Scenarierne 3a og 3b repræsenterer finsorteringssporet, det vil sige højteknologisk sortering af kildeopdelte materialer i Danmark. Scenarierne 2a og 3a (finsortering i udlandet) kan sammenlignes, da den eneste forskel er, hvor finsorteringen finder sted, hvorfor forskellen kun er transportafstande, og hvor rejekt behandles.

I scenarie 3b er der kildesortering af glas, papir og organisk materiale, og resten sendes til et højteknologisk sorteringsanlæg, der sorterer på restaffaldet. Det gør, at der undgås tab til kildesortering i husholdningen for pap, metal og plast, der i stedet først grovsorteres og dernæst finsorteres. Herved opnås en 7 % større nettobesparelse i scenarie 3B sammenlignet med 3A. De primære grunde er oplistet nedenfor:

- **Udsortering:** Der udsorteres væsentligt større mængder af plast, metal og pap. Metallerne ville til dels være blevet udsortet fra slagger, så her ses kun en mindre øgning i besparelsen. Plast udsorteres i væsentligt højere grad i 3b, da kildesortering i husholdninger ikke har samme høje udsortering som for de andre materialer, det gør, at der sendes mere end tre gange så meget plast til genanvendelse når man også udsorterer fra restaffaldet. Kvaliteten af den udsorterede plast er dog lavere fra sorteringen af restaffaldet, så man opnår ikke den fulde gevinst ved den ekstra udsortering.
- **Forbrænding:** Da en større mængde plast udsorteres, betyder det, at mindre plast sendes til forbrænding, herved opnås en mindre nettobesparelse fra forbrænding i 3b i forhold til 3a.

- **Kvalitet af genanvendeligt materiale:** I projektet antages det, at kvaliteten efter oparbejdning af materialer udsorteret fra det kildeopdelte affald og restaffaldet ikke er væsentligt anderledes end fra det kildesorterede. Dette findes realistisk, hvis materialet ikke skal bruges til nye høj kvalitetsprodukter. Hvis materialer derimod skal bruges til materialer med høje kvalitetskrav, må et yderligere tab medregnes især for materialet sorteret fra restaffaldet. Det bør derfor medregnes, at der er en stor usikkerhed på disse værdier, der vil afhænge af de reelle markedsbehov.

5.5 Andre miljøpåvirkninger end global opvarmning

I ovenstående diskussion og sammenligning af resultaterne er der taget udgangspunkt i miljøpåvirkningen global opvarmning (GWP) for sammenligning af resultater. I LCA'en blev også beregnet miljøpåvirkninger for en række andre toksiske- og ikke-toksiske miljøpåvirkninger samt ressourceforbrug; disse er detaljeret beskrevet i LCA-bilagsrapporten (Bilag 6). I nedenstående er beskrevet de vigtigste resultater, når man vurderer alle miljøpåvirkningerne samlet:

- **Ikke-toksiske miljøpåvirkninger:** Scenariernes ikke-toksiske miljøpåvirkninger ligger generelt tæt på hinanden, og der er begrænsede forskelle imellem scenarierne. For global opvarmning (GWP), ozonnedbrydning (ODP), partikeludledning (PM), ioniserende stråling (IR), terrestrisk forurening (TA) og ferskvands-næringssaltbelastning (EF) ses miljøbesparelser i alle scenarier, dvs. nettogevinster for miljøet. Heriblandt giver scenarie 1A de mindste besparelser, hvilket f.eks. for PM skyldes, at bioforgasning af kildesorteret organisk affald giver nettobelastninger. Det varierer imellem miljøpåvirkningerne, hvilke scenarier der giver de største besparelser. Sådanne 'tradeoffs' imellem forskellige påvirkninger ses ofte i LCA-studier, dvs. hvor miljøbesparelser i én påvirkningskategori kan føre til miljøbelastninger i en anden påvirkningskategori. Scenarierne 0c-0c giver de største besparelser i TA, da introduktionen af metalgenanvendelse og bioforgasning i de andre scenarier medfører nettobelastninger i TA. For andre miljøpåvirkninger end TA ligger scenarierne meget tæt på hinanden, og det er svært at konkludere, hvilke scenarier der miljømæssigt er at foretrække. For fotokemisk smog (POF), terrestrisk næringssaltbelastning (ET) og marin næringssaltbelastning (EM) ses nettomiljøbelastninger for alle scenarier (POF), undtagen 0a-0c (ET, EM). I forvejen medfører affaldsforbrænding belastninger i POF, ET og EM, men introduktionen af bioforgasning fra scenarie 1a giver yderligere belastninger, som fører til resulterende nettobelastninger. På trods af de interne forskelle viser resultaterne, at øget udsortering og genanvendelse (scenarierne 1b, 1c, 1d, 2a, 3a og 3b) klarer sig ligeså godt eller bedre end scenarierne med lavere udsortering og genanvendelse. Dette ses tydeligst for GWP, PM, IR, EF og EM. Undtagelserne er scenarie 1e med posesortering, da det ekstra forbrug af poser medfører lavere nettogevinster.
- **Toksiske miljøpåvirkninger:** Scenariernes toksiske påvirkninger varierer til en vis grad imellem scenarierne 0a-0c og de andre scenarier. Samme hovedresultater som for de ikke-toksiske påvirkninger ses dog; nemlig, at scenarier med øget udsortering og genanvendelse generelt klarer sig bedre eller ligeså godt som scenarier med en lavere grad af genanvendelse. For ferskvands-økotoksicitet (FE) forekommer miljøbesparelser i alle scenarier. Besparelserne er marginalt større for scenarierne 1c-3b, hvor der udsorteres 5-6 fraktioner fremfor 2-3 fraktioner i scenarierne 0a-1a. Dette indikerer, at miljøbesparelserne ved genanvendelse er større end besparelserne ved energiudnyttelse af affaldsmaterialerne. Desuden ses det, at bioforgasning af organisk affald fører til lavere nettobesparelser i FE på grund af emissioner til ferskvand. Dog ligger scenarieresultaterne tæt op ad hinanden, hvilket problematiserer en entydig konklusion af, hvilke scenarier der er bedre end de andre.
- For **humantoksicitet** [kræftfremkaldende (HTC)] er forskellen imellem scenarierne 0a-0c, 1a og 2a-3b tydeligere, hvilket skyldes besparelser ved bioforgasning (spring imellem 0a-0c og 1A) og genanvendelse af metaller (især jern) fra husholdningen (1b og opefter). For hu-

mantoksicitet [ikke-kræftfremkaldende (HTNC)] ses besparelser i scenarierne 0a-0c og belastninger i de andre scenarier. Belastningerne skyldes hovedsageligt emissioner fra bioforgasning og genanvendelse af jern, hvorfor scenarierne 0a-0c (hvor organisk affald og metaller ikke udsorteres) klarer sig bedst i forhold til HTNC.

- **Ressourceforbrug:** Påvirkningerne relateret til udtømmning af abiotiske ressourcer er inddelt i fossile brændsler og elementer (f.eks. mineraler). Alle scenarier ligger særdeles tæt for fossile brændsler, hvorfor det er svært at udpege fordelagtige scenarier. Der er dog en svag tendens til, at scenarierne med øget udsortering og genanvendelse, men uden posesortering (scenarierne 1b, 1c, 1d, 2a, 3a, 3b), klarer sig bedre end de andre scenarier (0a, 0b, 0c, 1a, 1e). Med de generelle usikkerheder af data taget i betragtning er det dog ikke muligt at drage en konklusion her. For abiotiske elementer er der en større forskel mellem scenarierne 0a-1b og de andre scenarier, hvilket skyldes, at genanvendelse er fordelagtig set i et ressourcemæssigt perspektiv.

Overordnet tyder resultaterne på tværs af alle miljøpåvirkningerne på det samme; at øget udsortering og genanvendelse klarer sig lige så godt eller bedre end scenarierne med lavere udsortering og genanvendelse. For scenarie 1a sker der dog en forværring sammenlignet med de andre scenarier med hensyn til næringsstofbelastning (EF) og forsuring (TA), hvilket skyldes udbringningen af afgasset digestat på landbrugsjord. For scenarie 1A sker også en nettoforøgelse af toksiske miljøpåvirkninger fra spredning af metaller med digestat på landbrugsjord; der er dog væsentlig usikkerhed om størrelsen på denne belastning.

Heraf kan konkluderes, at øget udsortering for genanvendelse generelt medfører besparelser, men at man for organisk affald skal være bevidst om, at der kan være nettobelastninger i enkelte miljøpåvirkningskategorier ved spredning af digestat på landbrugsjord.

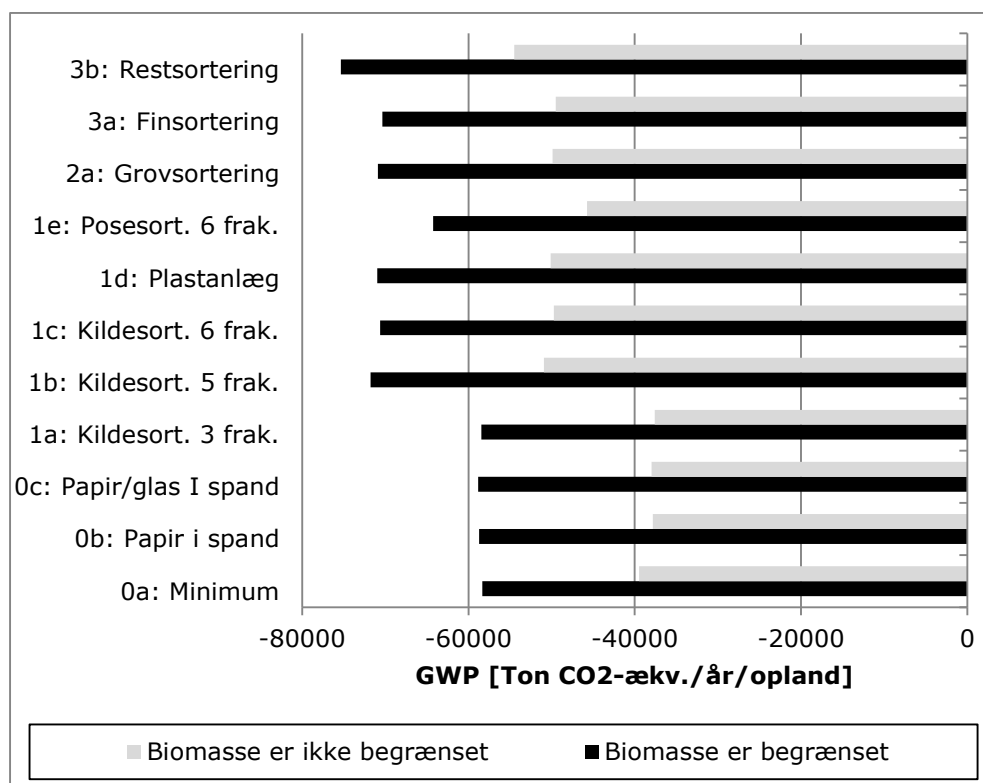
5.6 Følsomhedsanalyser

I modelleringen er medtaget nogle kritiske antagelser, og der er usikkerhed på nogle af de benyttede data. For datausikkerhed er der udført Monte Carlo-simulering, og de beregnede intervaller kan ses i FIGUR 5-1 og i Bilag 6. Med hensyn til kritiske antagelser er tre af dem afgørende for størrelsen på besparelsen for global opvarmning: antagelsen omkring biomasse som begrænset materiale, antagelsen omkring CO₂-neutralitet for energi produceret med biomassebrændsel og antagelsen omkring den marginale el og varme. Disse tre antagelser er diskuteret i det følgende. Herudover er medtaget en følsomhedsanalyse af antagelsen om, at konstruktion af infrastruktur/anlæg har en negligibel betydning for de samlede resultater.

5.6.1 Biomasse som begrænset materiale

FIGUR 5-3 viser resultaterne for de 11 scenarier beregnet med antagelsen om, at biomasse er henholdsvis begrænset eller ikke begrænset. Det ses, at denne antagelse har stor betydning for den totale besparelse på global opvarmning. Grunden til den store forskel er, at hvis biomasse er begrænset, vil det betyde, at ved genanvendelse af biomasse i form af papir og pap bliver der mindre træk på ny biomasse til produktion af det samme materiale. Denne biomasse vil derfor kunne bruges til andre formål og er i modelleringen antaget at være brugt til produktion af bioenergi, hvorved den marginale energi fortrænges. Eksempelvis for scenarie 0A betyder dette, at hvis biomasse ikke er begrænset, vil besparelsen fra genanvendelse af papir være 62 % lavere. Papirgenanvendelsen vil dog stadig bidrage med 32 % af den totale besparelse for global opvarmning.

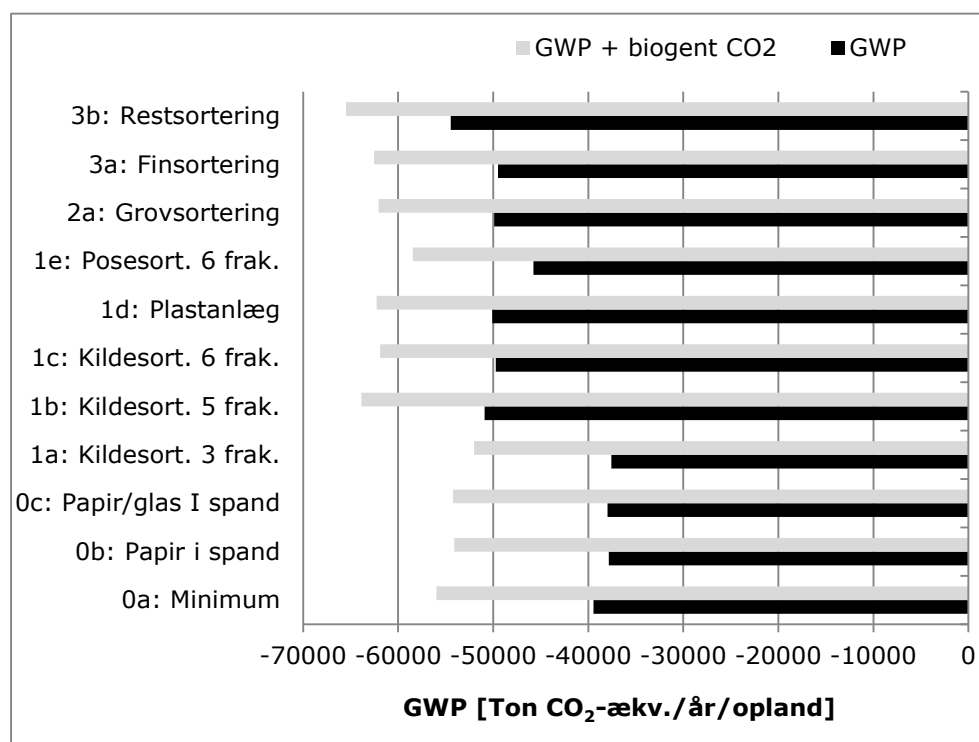
FIGUR 5-3 Samlet global opvarmning (GWP) opgjort for antagelsen om, at biomasse er henholdsvis begrænset eller ikke begrænset. (personækvivalenter/år/opland)



5.6.2 CO₂-neutralitet for biomasseenergi

I modelleringen er antaget, at energi fra biomasse er CO₂-neutralt. Denne antagelse skyldes forudsætningen om, at biomasse er begrænset og ville blive brugt til et eller andet formål, og CO₂ derved ville blive frigivet. Hvis biomasse ikke var begrænset, eller hvis man valgte ikke at bruge den, selv om den var tilgængelig, ville der være en ekstra udledning fra energi produceret fra biomasse, da denne CO₂ ellers ville have været bundet i biomasse (f.eks. et træ). FIGUR 5-4 viser forskellen, alt afhængig af, om CO₂-emissioner fra energi med biomasse medregnes eller ej. Det skal her bemærkes, at der tages udgangspunkt i, at biomasse ikke er begrænset, hvorfor den lave værdi i GWP (sort bjælke) svarer til den lave værdi i GWP i FIGUR 5-3. Det ses, at ved ikke at antage neutralitet for CO₂-emissioner fra biomasse får man en større besparelse, da energi fra forbrænding af affald vil erstatte el og varme, der ellers delvist ville blive produceret fra biomasse. Forskellen er derfor også størst for scenarierne i minimumssporet og mindre, hvor der genanvendes mere. Det ændrer dog ikke på konklusionen om, at genanvendelse er miljømæssigt bedre end forbrænding.

FIGUR 5-4 Samlet global opvarmning opgjort for antagelsen om, at biomasse er henholdsvis CO₂ neutralt eller ej. GWP er biogent CO₂ fra energiproduktion ikke er medregnet, og GWP+biogent, hvor det er medregnet (personækvivalenter/år/opland)



5.6.3 Antagelser omkring marginal el og varme

I modelleringen er antaget en sammensætning for den marginale el og varme som beskrevet i Afsnit 3.1.2. Denne antagelse er vigtig, både da det kan give større belastninger ved brug af el og varme, men også grundet scenarier hvor energi produceres, og da det fortrænger marginal energi, der ellers ville være blevet produceret. For at undersøge betydningen af disse antagelser blev tre følsomhedsanalyser udført med de følgende marginaler: el baseret på konsekvensproces, varme baseret på kul (worst case) og varme baseret på biomasse (best case), alle processer fra Ecoinvent databasen. De detaljerede resultater er vist i Bilag 6 (Afsnit 9.3-9.5).

Resultaterne viser, at ændring af processen for marginal el har en relativt begrænset indflydelse på resultaterne, hvilket indikerer, at valget af el-marginal har mindre betydning i sammenligningen af scenarierne. For den marginale varme ses det, at den kulbaserede varmeforsyning medførte væsentligt større besparelser, og at den biomassebaserede varmeforsyning gav væsentligt mindre besparelser. Disse ændringer medfører dog ikke, at den overordnede konklusion ændrer sig; altså at udsortering til genanvendelse er bedre end forbrænding.

5.6.4 Betydning af infrastruktur og konstruktion af behandlingsanlæg

Det blev i modelleringen antaget, at infrastruktur og konstruktion af behandlingsanlæg ikke har reel betydning sammenlignet med de direkte påvirkninger fra selve affaldsbehandling. For at tjekke denne antagelse udførte vi en følsomhedsanalyse, hvor vi medtog konstruktion af forbrændingsanlæg, bio-forgasningsanlæg og lastbiler i alle scenarierne. De detaljerede resultater er vist i Bilag 6 (Afsnit 9.6). Resultaterne viser samme mønster, nemlig at miljøpåvirkning

gerne er uændrede, eller at besparelserne er lidt lavere, når infrastruktur og konstruktion medtages, men at dette ikke har nogen indvirkning på de overordnede konklusioner. Det mindre fald i besparelser er forventeligt, da inkludering af infrastruktur og konstruktion af anlæg fører til yderligere forbrug og dermed miljøbelastninger. På basis af dette kan det konkluderes, at infrastruktur/anlæg fører til en øget belastning fra affaldssystemet for visse påvirkningskategorier, og dermed bør det altid tjekkes, om de kan anses som negligerbare, før det besluttet at inkludere eller udelade dem.

6. Resultater, SØK

I dette kapitel præsenteres resultaterne af den samfundsøkonomiske analyse.

I Afsnit 6.1 præsenteres de overordnede resultater i form af samlede danske samfundsøkonomiske omkostninger til indsamling, transport og behandling af dagrenovation og som den opnåede grad af indsamling til genanvendelse og faktisk genanvendelse. Herefter diskuteres værdien af tidsomkostninger og nytte af sortering samt arealanvendelse til beholdere. Endelig diskuteres forskelle i den samfundsøkonomiske omkostning ved at forbrænde fraktioner med forskellige brændværdier.

Derefter belyses konsekvenserne af gradvist at genanvende flere fraktioner. Det sker ved at se på ændringerne ved at bevæge sig fra ét scenarie til et andet, begyndende med ændringerne fra 0a til 0b og 0b til 0c (minimumssporet, Afsnit 6.2), dernæst 0b til 1a (kildesorteringssporet, Afsnit 6.3) og så fremdeles ind til ændringerne i 2a og 3a til 3b (grov- og finsorteringssporene, jf. afsnittene 6.4 og 6.5).

Der fokuseres fortrinsvist på scenarierne med blandede boliger. Hvor der er væsentlige forskelle mellem én-familie- og etageboliger, vil dette blive fremhævet.

Størrelsen af eksternaliteterne fremgår af den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering, men baggrunden for disse er ikke beskrevet i indeværende afsnit, idet den er beskrevet i resultatafsnittet vedrørende LCA (Afsnit 5). Det kan dog bemærkes, at eksternaliteterne angående miljøeffekter i Danmark generelt er små for alle scenarier. Miljøpåvirkninger i udlandet er imidlertid en væsentlig eksternalitet. Værdisætningen af eksternaliteter gennemgås i Afsnit 6.7.

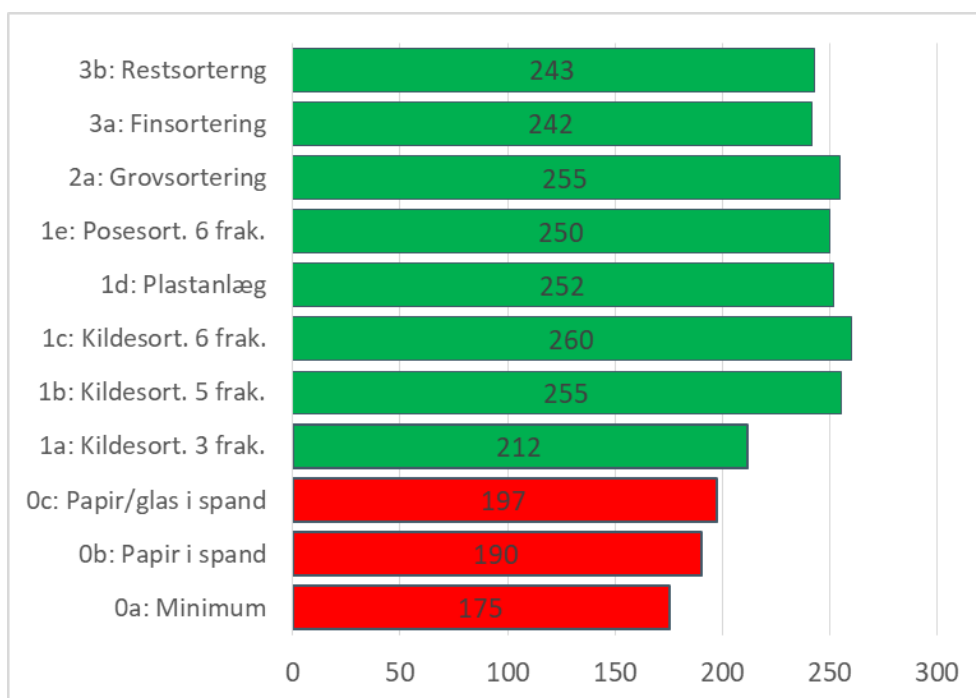
Hvor intet andet er nævnt er resultaterne opgjort i markedspriser.

6.1 Overordnede resultater

6.1.1 Samlede samfundsøkonomiske omkostninger

De overordnede resultater af den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering er, at kildesorteringssporet (Spor 1, scenarierne 1a-d), grovsorteringssporet (Spor 2, scenarie 2a) og scenariet med posesortering generelt har lidt højere omkostninger end sporet med fin- eller restsortering (Spor 3, scenarierne 3a-b). Minimumssporet med papir i spande har også omtrent samme omkostninger som kildesortering med tre fraktioner, mens minimumsscenariet med papir i kuber er betydeligt billigere. Dette er illustreret i FIGUR 6-1.

FIGUR 6-1 Samfundsøkonomiske omkostninger til affaldshåndtering i de 11 scenarier, mio. kr. pr. år pr. opland, markedspriser¹

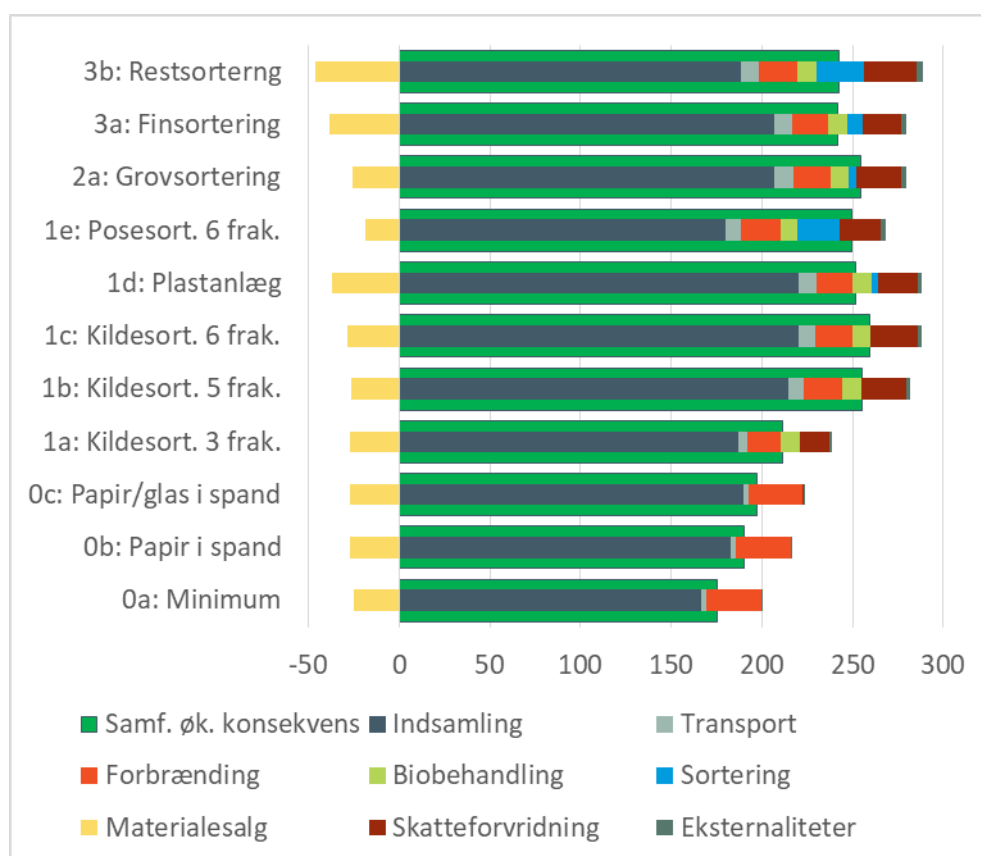


Note: 1) De røde søjler angiver scenarier, der ikke lever op til det nye EU-krav om senest fra udgangen af 2023 at indføre kildesortering af organisk affald, mens de grønne søjler angiver scenarier, som gør. Den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering indeholder – i modsætning til livscyklusvurderingen – ikke en beregning af usikkerheden, da der ikke findes tilgængelige pålidelige data om usikkerheden for de enkelte omkostningselementer.

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Årsagen til de vigtigste forskelle i omkostninger mellem spor og scenarier skal primært findes i indsamlingsomkostningerne, som typisk udgør 70-80 % af de samlede omkostninger. Når der også skal udsorteres plast og metal, er det nødvendigt med tre mindre beholdere og i alt flere tømninger hos familieboligerne. Dette udgør en betydelig ekstraomkostning, hvilket er tilfældet i scenarie 1b-1d. De øvrige scenarier har kun to – og i scenarierne med høj genanvendelse også større – beholdere og samlet set færre tømninger og har derfor lavere indsamlingsomkostninger. Undtagelsen herfra er scenarie 0a, hvor papir og glas indsamles i kuber, så der kun er én beholder. Dette scenarie er væsentligt billigere end de øvrige. Dette er illustreret i FIGUR 6-2.

FIGUR 6-2 Samlede samfundsøkonomiske omkostninger, fordelt på aktiviteter (mio. kr./år pr. opland)¹



Note: 1) Søjlen "Total" er den samme som i FIGUR 6-1.

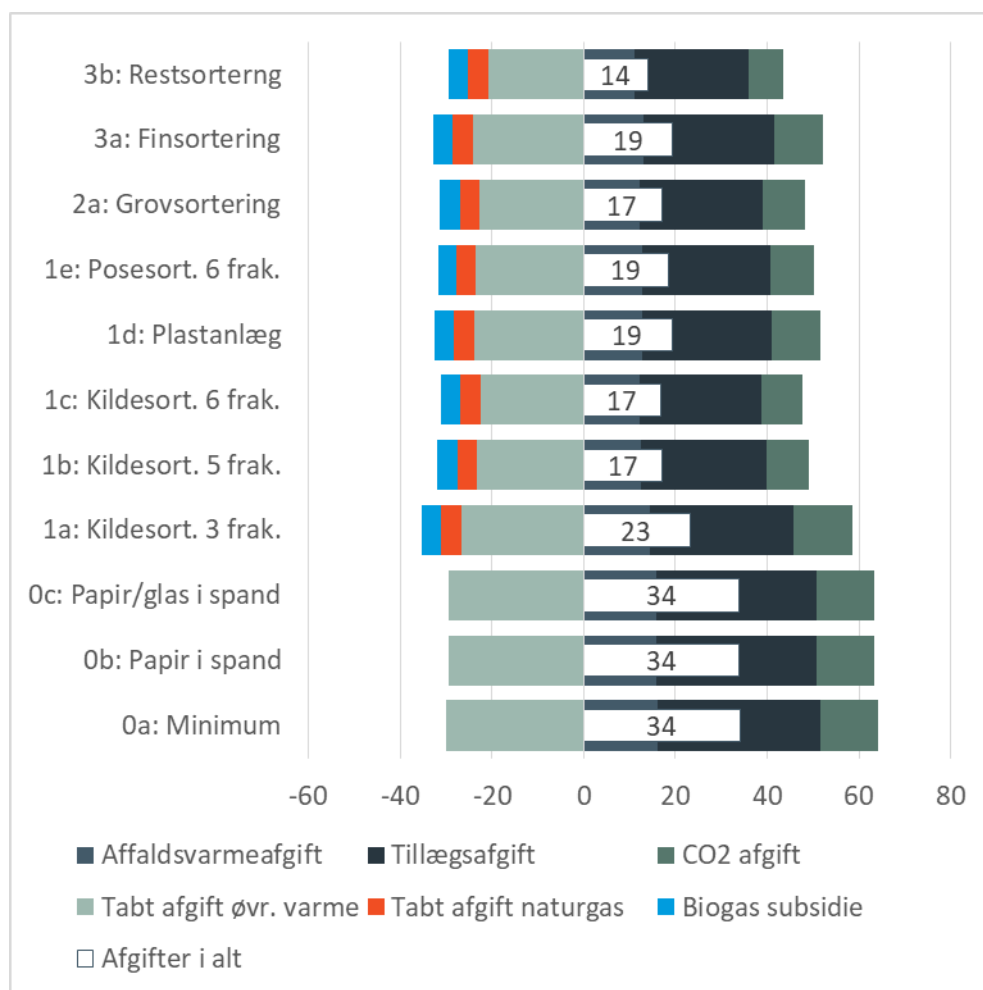
Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Konklusion: Indsamlingsomkostningerne udgør langt størstedelen af omkostningerne til dagrenovation. Finsorteringsanlæg til pap/metal/plast, restsorteringsanlæg og posesorteringsanlæg giver betydelige muligheder for at reducere disse indsamlingsomkostninger, også sådan at det mere end opvejer omkostningerne til disse anlæg. Den samlede besparelse ved disse anlæg er dog kun i størrelsesordenen 5-10 %, hvilket skønnes at være for lidt til at gøre konklusionen generel for alle danske kommuner, også når man tager usikkerheden på forudsætningerne i betragtning. Derfor bør kommunernes konkrete valg af fremtidige affaldssystemer underbygges med yderligere analyser af konkrete oplande, systemer og anlæg. Sammenligner man meromkostningen ved øget genanvendelse på tværs af de tre spor, er der dog en tendens til, at finsorteringssporet kan være lidt billigere. Igen vil konkrete kommunale forhold og den generelle usikkerhed have betydning for denne konklusion.

6.1.2 Budgetøkonomiske effekter

FIGUR 6-3 viser, hvordan de forskellige scenarier påvirker de offentlige finanser. Budgetøkonomien sammenlignes med et scenarie uden forbrænding og biogas.

FIGUR 6-3 Afgiftsprovenu (mio. kr./år per opland merindtægt i forhold til en situation uden affaldsbehandling)



Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

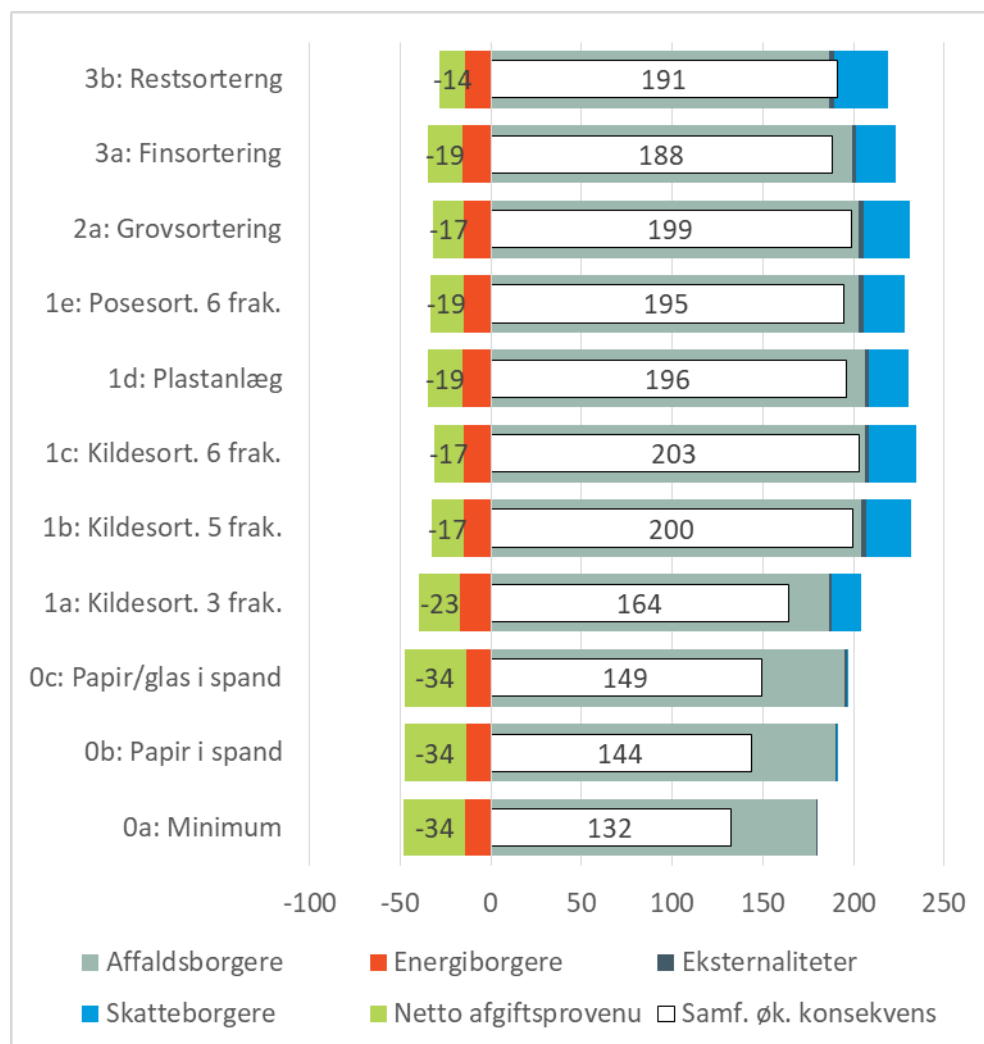
Den mindskede brug af forbrænding sænker afgiftsprovenuet fra affaldsforbrænding, men til gengæld stiger afgiftsprovenuet fra den øvrige varmeproduktion, som stiger for at erstatte den mindskede affaldsvarmeproduktion. Den øvrige varmeproduktion indeholder dog en del biomasse, som er afgiftsfritaget, og derfor ses et nettofald i afgiftsprovenuet fra forbrænding og øvrig varmeproduktion. Hertil får staten en øget indtægt fra moms på affaldsomkostningerne, dvs. fra indsamling, transport, forbrænding, biobehandling, sortering og materialesalg.

Størrelsen af de samlede afgifter varierer kun i mindre grad mellem scenarierne, men generelt er de samlede afgifter højere i minimumssporet, da der brændes mest af i disse scenarier, og den samlede indtægt fra varmeafgifter er dermed højere. De laveste afgifter opnås i scenarie 3b: Restsortering, hvilket primært skyldes, at der brændes mindre affald af i dette scenarie, og dermed er de samlede varmeafgifter også lavere.

Den samlede budgetøkonomiske fordeling er vist i FIGUR 6-4. Affaldsborgerne betaler op til 35 millioner kr./år mere for det dyreste scenarie i forhold til det billigste, mens den samfundsøkonomiske forskel udgør 63 millioner kr./år. Statens nettoafgiftsprovenu falder, når genan-

vendelsen øges, mens indkomstskattebetalingen (som kompenserer staten for det tabte afgiftsprovener, inkl. forskellige forvridninger og tab af afgifter) stiger.¹⁹ Energiborgerne er næsten upåvirket af den svagt ændrede sammensætning af varmeproduktionen

FIGUR 6-4 Budgetøkonomisk fordeling (mio. kr./år pr. opland)¹



Note: 1) Figuren er inkluderet eksternaliteter (selvstændig) og forvridning på arbejdsmarkedet (skatteborgere), hvorved påvirkningen på alle aktører summer til den samfundsøkonomiske konsekvens. Disse er samlet set af lille betydning.

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

6.1.3 Den opnåede genanvendelsesgrad

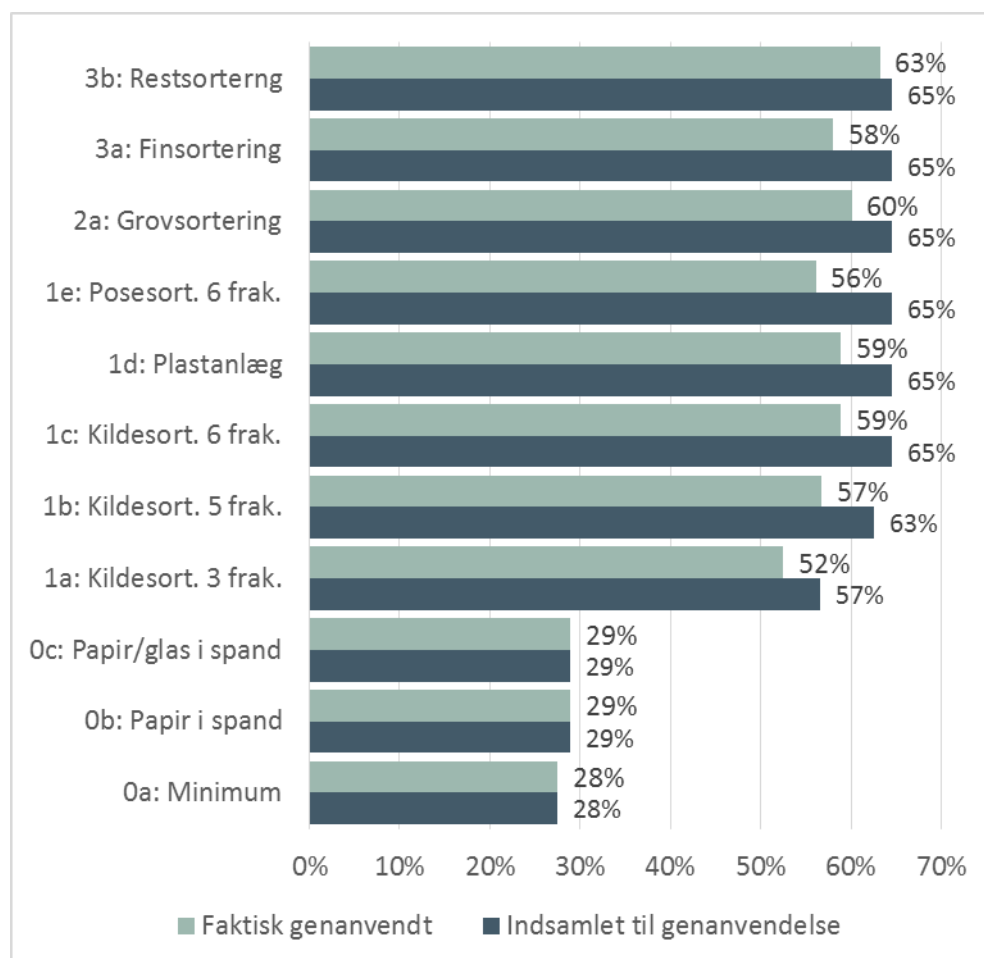
Den opnåede genanvendelsesgrad er opgjort på to måder: Som 'Indsamlet til genanvendelse', hvilket angiver andelen af genanvendelige materialer som er placeret i den korrekte beholder. Hermed er alt kildesorteret affald opregnet som 'indsamlet til genanvendelse'. Endvidere opgøres 'Faktisk genanvendt', hvilket angiver andelen af genanvendelige materialer, som faktisk genanvendes, defineret som kilde- eller anlægssorteret til videre sortering eller oparbejdning. Begge andele er beregnet i forhold til det samlede affaldspotentiale. Genanvendelse af materi-

¹⁹ Se bilag 5 for en gennemgang af beregningsmetoderne for skatter og afgifter.

aler fra genbrugspladser eller storskraldsindsamling indgår ikke i den her beregnede genanvendelsesgrad. Genanvendelsesgraderne er illustreret i FIGUR 6-5. Der kan således ikke sammenlignes med de samlede danske mål for genanvendelse.

Det tiltag, der bidrager mest til stigningen i genanvendelsesgraden, er kildesortering og bioforgasning af den organiske fraktion (forskellen mellem 0a-c og 1a). Det skyldes, at den organiske fraktion udgør omkring 40 % af de analyserede, genanvendelige fraktioner, jf. TABEL 2-3.

FIGUR 6-5 Genanvendelsesgrader, % af samlede affaldspotentiale



Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Konklusion: Genanvendelsesgraden øges mest ved at genanvende det organiske affald. Restsorteringsanlæg giver den højeste genanvendelsesgrad, efterfulgt af finsorteringsanlæg og kildesortering af seks fraktioner. De øvrige scenarier belyser forskellige systemer til øget genanvendelse, som alle har stort set ens genanvendelsesgrader for indsamling. Posesorteringsanlæg klarer sig lidt dårligere end de øvrige anlæg, når det kommer til faktisk genanvendelse på grund af tab af poser. Restsorteringsanlæg klarer sig bedre, da de også sorterer på det største affaldspotentiale.

6.1.4 De samfundsøkonomiske omkostninger ved forbrænding

Indtægterne for forbrændingsanlægget består (ud over forbrændingsgebyrer) af salg af varme og el. Jo højere en brændværdi en affaldsfraktion har, jo mere varme og el vil der blive produceret for hver ton af fraktionen. Affaldsfraktioner som plast, pap og papir har alle en relativt høj brændværdi, og det påvirker derfor anlæggets indtjening positivt, hvis disse fraktioner øges i den samlede mængde affald, som brændes af.

Imidlertid er affaldsforbrændingsanlæg dimensioneret til en øvre, indfyret energieffekt. Dvs. når den gennemsnitlige brændværdi af affaldet stiger, falder den årlige kapacitet målt i tons. Det skyldes, at størstedelen af anlæggets maskiner dimensioneres efter forskellige aspekter af energigennemstrømningen, f.eks. kedlen (samlet varmeudvikling fra afbrændingen), turbinen (samlet elmængde) og røggasrensningen (samlet røggasmængde, som i høj grad men ikke udelukkende afhænger af iltbehov og derfor mængden af indblæst luft). Se Bilag 5 for yderligere betragtninger herom.

Omkostningerne for forbrændingsanlægget afhænger dels af energiindhold (kr./GJ), dels af tonnage (kr./ton). De affaldsfraktioner, som har en høj brændværdi, vil dermed have en relativt høj energiafhængig omkostning, mens mængdeomkostningen (kr./ton) vil være lavere for affaldsfraktioner med en høj brændværdi, idet man behøver mindre affald for at få den samme energi.

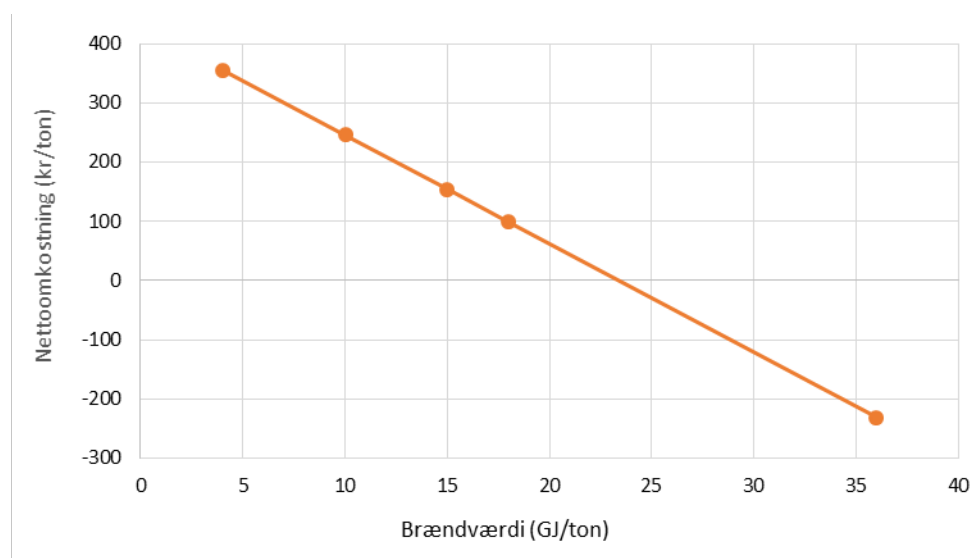
Nettoomkostningen for et forbrændingsanlæg afhænger primært af, hvilke affaldsfraktioner som brændes af, idet de forskellige typer af affaldsfraktioner har varierende brændværdier. Sammenhængen mellem brændværdien og nettoomkostningen (kr./GJ) er vist i TABEL 6-1 og FIGUR 6-6.

TABEL 6-1 Nettoomkostning (kr./GJ) for hver affaldsfraktion¹

Affaldsfraktion	Brændværdi	Indtægt	Omkostning	Nettoomkostning		
	(GJ/ton)	(Kr./ton)	(Kr./ton)	(Kr./ton)	(Kr./GJ)	
Organisk		4	261	617	356	89
Rest		10	653	899	246	25
Pap		15	980	1,134	154	10
Papir		18	1,176	1,275	99	5
Plast*		36	2.353	2.121	-232	-6

Note: 1) Heri er ikke indregnet CO₂-afgift, som medfører, at forbrænding af plast er en nettoomkostning.

FIGUR 6-6 Nettoomkostning (kr./ton) som funktion af brændværdien¹



Note: 1) Heri er ikke indregnet CO₂-afgift, som medfører, at forbrænding af plast er en nettoomkostning.

6.1.5 Værdisætning af nytte, tid og areal ved øget sortering

Gennemgangen i Bilag 5 af værdien af nytte, tid og arealforbrug ved øget genanvendelse viser, at man med økonomisk-teoretiske overvejelser kan komme med **flere modsatrettede bud** på, hvad forbrugernes nytteværdi af øget genanvendelse og tidsomkostninger til affaldssortering kan være, samt hvad der motiverer forbrugeren til at sortere.

Den **høje, frivillige udsortering** af papir og glas i Danmark kan på den ene side antyde, at forbrugerne finder, at nytteværdien ved øget genanvendelse (f.eks. i form af positive konsekvenser for miljøet) overstiger tidsomkostningen. På den anden side er det også tænkeligt, at forbrugerne f.eks. oplever sorteringsvejledningerne som et ufravigeligt krav, uanset om de bidrager til opfattet nytte eller ej. I så fald ville fraværet af sorteringskrav frigøre tid til mere nytteskabende aktiviteter og øge nytten for sådanne forbrugere.

Der eksisterer kun **få kvantitative studier** af forbrugernes præferencer for affaldssortering. Et studie fra Polen bekræfter, at forbrugerne har ret forskellige præferencer for affaldssortering: I visse tilfælde oplever over halvdelen af forbrugerne nytte af affaldssorteringen, mens de øvrige oplever disnytte.

Hypotetiske eksempler med skønnede overslag over tidsomkostningens eller nytteværdiens størrelse viser endvidere, at nytteværdien og/eller tidsomkostninger ved øget sortering meget vel kan tænkes at være betydelige i forhold til de øvrige omkostninger i affaldsindsamlingen. Også omkostninger til affaldsbeholdernes arealforbrug skønnes at kunne være betydelige, men kun i områder med relativt høje grundværdier.

Et potentielt stort nyttetab må formodes at kunne opstå, hvis forbrugerne har sorteret deres affald, men efterfølgende finder ud af, at **sorteringen har været forgæves**, fordi affaldet efterfølgende kun i ringe eller ingen grad er blevet genanvendt. Det er derfor samfundsøkonomisk vigtigt, at kommuner og affaldsselskaber bedst muligt sikrer sig, at forbrugerne sorteringsindsats ikke er og heller ikke opleves som forgæves.

En stor del af de **miljø- og ressourcemæssige gevinster ved øget affaldssortering sker i udlandet**. I en samfundsøkonomisk konsekvensvurdering skal effekter i udlandet som udgangspunkt ikke medregnes. Det er sandsynligt, at grupper af danske forbrugere i deres affaldssortering blandt andet er motiveret – og derfor oplever nytte – af positive miljøeffekter, inkl. dem i udlandet. Man bør derfor også som en følsomhedsanalyse forsøge at kvantificere størrelsesordenen heraf – på trods af de metodiske vanskeligheder herved – ved i videst muligt omfang at værdisætte miljøeffekter i udlandet.

Konklusion: Selv små ændringer i tidsforbruget kan formodes udgøre en mærkbar andel af de samlede øvrige samfundsøkonomiske omkostninger til dagrenovation. Der er dog samtidig grund til at formode, at øgede tidsomkostninger som følge af bedre sortering kan opvejes af den oplevede nytte ved de forventede miljøgevinster. Hvis disse miljøgevinster mod forventning ikke realiseres, opstår et samfundsøkonomisk tab. Værdien af borgernes tab fra øget arealforbrug til beholdere kan i økonomisk attraktive boligkvarterer for én-familieboliger potentielt udgøre en betydelig andel af de øvrige omkostninger til dagrenovation.

6.2 Minimumssporet

Minimumssporet, hvor der ikke foretages nogen grovsortering af pap, plast og metal, består, som tidligere nævnt, af tre scenarier, som omhandler forskellige henteordninger for papir.

TABEL 6-2 Minimumssporet, tre scenarier¹

	Glas	Papir	Pap	Plast	Metal	Rest	Organisk
0a: Minimum, papir i kuber	A	A	F				
0b: Minimum papirspande	A	A	F				
0c: Minimum, papir og glas i samme spand	A		F				

Note: 1) F = forbrænding; B = bioforgasning; A = afsat direkte til genindvinding/oparbejdning; S = sorteret før oparbejdning.

6.2.1 Henteordninger for papir

To forskellige henteordninger for papir i særskilt spand/kube er belyst i minimumssporet i to scenarier. I det ene scenarie (0a) indsamles papir i centralt placerede kuber, mens papir i det andet scenarie (0b) indsamles i spande hos de enkelte én-familieboliger og etageejendomme. I begge scenarier indsamles glas i kuber delt mellem mange boliger.

TABEL 6-3 Sammenligning af overordnede resultater for scenarierne 0a og 0b, mio. kr./år/opland¹

	Indsamling	Transport	Forbrænding	Biobehandling	Sortering	Material salg	Øvrige	I alt
Én-familieboliger								
0a	205	3,0	30,1	0,0	0,0	-27,7	0,8	212
0b	233	3,1	29,7	0,0	0,0	-29,3	1,7	238
Forskel	27	0,1	-0,4	0,0	0,0	-1,6	0,8	26
Etageboliger								
0a	108	2,3	30,9	0,0	0,0	-21,2	0,5	121
0b	108	2,5	30,5	0,0	0,0	-22,8	0,8	119
Forskel	0	0,1	-0,4	0,0	0,0	-1,6	0,4	-1
Blandede boliger								
0a	166	2,7	30,4	0,0	0,0	-25,1	0,7	175
0b	183	2,9	30,0	0,0	0,0	-26,7	1,3	190
Forskel	16	0,1	-0,4	0,0	0,0	-1,6	0,6	15

Note: 1) "Øvrige" dækker over eksternaliteter og refinansiering af tabte afgifter. Forskellen mellem 0a og 0b er, at papir indsamles i beholdere ved boligen frem for i kuber.

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Scenariet, hvor papir indsamles i spande frem for i kuber, medfører et samfundsøkonomisk tab på 15 millioner kr. for de blandede boliger. Årsagerne hertil er:

- **Indsamling:** Ordningen med papirspande har langt højere indsamlingsomkostninger for én-familieboligerne, da denne type af ordning kræver flere beholdere og tømninger sammenlignet med en kubeordning.

- **Forbrænding:** Ved en papirspandsordning bliver der udsortet lidt mere papir, hvilket medfører lavere forbrændingsomkostninger, da der nu brændes mindre papir af, som har en høj brændværdi.
- **Materialesalg:** Den øgede udsortering af papir fører til gengæld til en mindre stigning i indtægterne, hvilket reducerer det samfundsøkonomiske tab.

Konklusion: Udsortering af papir i spande frem for i kuber fører til et mindre samfundsøkonomisk tab grundet øgede indsamlingsomkostninger. Disse modsvares ikke tilstrækkeligt af øgede indtægter fra den lidt højere udsortering af papir. I beregningerne er der dog ikke taget højde for husstandenes reducerede tidsomkostninger, som må formodes at være højere ved en kubeordning, end når der er en beholder ved husstanden. Såfremt tidseffekten medtages, kan det altså ikke udelukkes, at udsortering i spande kan være samfundsøkonomisk fordelagtigt.

6.2.2 Papir og glas i fælles spand

De samfundsøkonomiske konsekvenser ved at indsamle papir og glas i en fælles spand (to-kammer-spand) kan belyses ved at sammenligne scenarie 0b, hvor kun papir indsamles i en beholder ved boligen og glas i kuber, og 0c, hvor både papir og glas indsamles i en beholder ved boligen.

TABEL 6-4 Sammenligning af overordnede resultater for scenarierne 0b og 0c, mio. kr./år/opland¹

	Indsamling	Transport	Forbrænding	Biobehandling	Sortering	Materialesalg	Øvrige	I alt
Én-familieboliger								
0b	233	3,1	29,7	0,0	0,0	-29,3	1,7	238
0c	246	3,1	29,7	0,0	0,0	-29,3	1,7	251
Forskel	14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14
Etageboliger								
0b	108	2,5	30,5	0,0	0,0	-22,8	0,8	119
0c	105	2,5	30,5	0,0	0,0	-22,8	0,8	116
Forskel	-3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,1	-3
Blandede boliger								
0b	183	2,9	30,0	0,0	0,0	-26,7	1,3	190
0c	190	2,9	30,0	0,0	0,0	-26,7	1,3	197
Forskel	7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7

Note: 1) "Øvrige" dækker over eksternaliteter og refinansiering af tabte afgifter. Forskellen mellem 0b og 0c er, at glas indsamles i beholdere ved boligen i stedet for i kuber.

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Scenariet, hvor papir og glas indsamles i en fælles spand frem for særskilte spande medfører et samfundsøkonomisk tab på 7 millioner kr. for de blandede boliger. Årsagerne hertil er:

- **Indsamling:** I scenariet med en fællesspand for glas og papir øges indsamlingsomkostningerne for én-familieboliger, da glas ikke længere indsamles i kuber, og omkostningerne til beholdere og tømningssomkostninger øges derfor. For etageejendomme vil det medføre en mindre gevinst at indsamle papir og glas i en fælles spand, da beholderomkostningerne til glas reduceres.

Konklusion: Samlet set vil indsamling af papir og glas medføre et samfundsøkonomisk tab grundet øgede indsamlingsomkostninger for én-familieboliger. I beregningerne er der dog ikke taget højde for husstandenes tidsomkostninger, som må formodes at være højere ved en kubbeordning for glas. Såfremt tidseffekten medtages, kan det altså ikke udelukkes, at udsortering af glas og papir i fælles spande kan være samfundsøkonomisk fordelagtigt.

6.3 Kildesorteringssporet

Kildesorteringssporet består af fem scenarier, hvor husstandene gradvist udsorterer flere affaldsfraktioner.

TABEL 6-5 Oversigt over sorterings- og behandlingsscenarierne i kildesorteringssporet¹

	Glas	Papir	Pap	Plast	Metal	Rest	Organisk
1a: Kildesortering 3 fraktioner	A	A	F				B
1b: Kildesortering 5 fraktioner	A	A	F	A		F	B
1c: Kildesortering 6 fraktioner, udland	A	A	A	A	A	F	B
1d: Kildesortering 6 fraktioner, Danmark	A	A	A	A	A	F	B
1e: Poseanlæg 6 fraktioner	A	A	A	A	A	F	B

Noter: 1) I scenarie 1b kildesorteres pap ikke, men indsamles i samme kammer som rest og forbrændes. F = forbrænding; B = bioforgasning; A = afsat direkte til genindvinding/oparbejdning; S = sorteret før oparbejdning.

6.3.1 Udsortering af organisk affald

De samfundsøkonomiske konsekvenser af udsortering og biologisk behandling af organisk affald kan belyses ved at sammenligne scenarie 0b (Minimum, papirspande) med 1a (Kildesortering, tre fraktioner). Forskellen mellem disse to scenarier er udelukkende, at husstandene udsorterer det organiske affald, og det behandles på pulpningsanlæg og biogasfællesanlæg frem for en forbrændingsanlæg i scenarie 1a.

TABEL 6-6 Sammenligning af overordnede resultater for scenarierne 0b og 1a, mio. kr./år/opland¹

	Indsamling	Transport	Forbrænding	Biobehandling	Sortering	Materialiesalg	Øvrige	I alt
Én-familieboliger								
0b	233	3,1	29,7	0,0	0,0	-29,3	1,7	238
1a	238	4,9	16,7	11,7	0,0	-29,3	21,6	263
Forskel	5	1,8	-12,9	11,7	0,0	0,0	19,9	25
Etageboliger								
0b	108	2,5	30,5	0,0	0,0	-22,8	0,8	119
1a	112	3,8	21,6	8,5	0,0	-22,8	11,0	134
Forskel	4	1,3	-8,9	8,5	0,0	0,0	10,2	15
Blandede boliger								
0b	183	2,9	30,0	0,0	0,0	-26,7	1,3	190
1a	187	4,4	18,7	10,4	0,0	-26,7	17,3	211
Forskel	4	1,6	-11,3	10,4	0,0	0,0	16,0	21

Note: 1) "Øvrige" dækker over eksternaliteter og refinansiering af tabte afgifter. Forskellen mellem 0b og 1a er, at organisk affald indsamles og behandles med bioforgasning.

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Udsortering af organisk affald medfører et lille samfundsøkonomisk tab på omkring 21 millioner kr./år for blandede boliger. Årsagerne hertil er:

- **Indsamling:** Udsortering af organisk affald medfører en mindre stigning i indsamlingsomkostningerne, da både omkostningerne til beholdere samt tømning stiger ved denne ordning.
- **Transport:** Ligeledes er der også en lille stigning i transportomkostningerne, da det organiske affald skal transporteres til biogasanlægget, hvilket samlet øger transportlængden.
- **Forbrænding:** Omvendt reduceres omkostningerne til forbrændingsanlægget markant, når det organiske affald ikke længere brændes af. Det skyldes, at den organiske fraktion har en lav brændværdi og samtidig høje håndteringsomkostninger på anlægget.
- **Biobehandling:** Biobehandlingsomkostningen er – set netto – behersket, da det høje gasindhold i organisk affald giver anledning til væsentlig værdiskabelse via salg af biogas.

Konklusion: Udsortering af organisk affald medfører et samfundsøkonomisk tab, idet de sparede omkostninger ved forbrænding ikke kan opveje de øgede omkostninger til håndtering og behandling af den organiske fraktion. Denne konklusion afhænger i nogen grad af, hvordan forbrændingsanlæggets omkostninger påvirkes af affaldets brændværdi.

6.3.2 Udsortering af plast og metal

De samfundsøkonomiske konsekvenser ved udsortering af metal og plast kan belyses ved at sammenligne scenarie 1a og 1b, hvor der i scenarie 1a kun udsorteres organisk affald, mens der i scenarie 1b yderligere udsorteres metal og plast.

TABEL 6-7 Sammenligning af overordnede resultater for scenarierne 1a og 1b, mio. kr./år/opland¹

	Indsamling	Transport	Forbrænding	Biobehandling	Sortering	Material salg	Øvrige	I alt
Én-familieboliger								
1a	238	4,9	16,7	11,7	0,0	-29,3	21,6	263
1b	284	9,4	19,3	11,7	0,0	-29,2	34,7	329
Forskel	46	4,5	2,6	0,0	0,0	0,1	13,1	66
Etageboliger								
1a	112	3,8	21,6	8,5	0,0	-22,8	11,0	134
1b	112	7,1	23,4	8,5	0,0	-22,5	15,1	144
Forskel	0	3,3	1,8	0,0	0,0	0,3	4,2	10
Blandede boliger								
1a	187	4,4	18,7	10,4	0,0	-26,7	17,3	211
1b	215	8,5	20,9	10,4	0,0	-26,5	26,9	255
Forskel	28	4,0	2,3	0,0	0,0	0,2	9,5	44

Note: 1) "Øvrige" dækker over eksternaliteter og refinansiering af tabte afgifter. Forskellen mellem 1a og 1b er, at plast og metal indsamles og oparbejdes.

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Udsortering af plast og metal medfører et samfundsøkonomisk tab på 44 millioner kr. for de blandede boliger. Årsagerne hertil er:

- **Indsamlingsomkostninger:** Udsortering af plast og metal medfører en betydelig stigning i indsamlingsomkostninger for én-familieboliger, eftersom ordningen både kræver flere spande og øger omkostningerne til tømning markant.
- **Transportomkostninger:** Ligeledes er der en mindre stigning i transportomkostningerne, idet plast og metal nu skal transporteres til genanvendelse, hvor det før skulle transporteres med det resterende affald til forbrænding.
- **Forbrænding:** Forbrændingsomkostningerne øges også, dels fordi man ikke længere brænder plast af, som har en høj brændværdi, dels fordi forbrændingsværkerne får mindre metal i slaggen, som kan sælges til genanvendelse.
- **Material salg:** Udsorteringen af plast og metal reducerer indtægten fra materialesalg, da omkostningerne ved at komme af med den blandede plast overstiger indtægterne fra salg af det udsorterede metal.

Konklusion: Udsortering til fem fraktioner i et kildesorteret system sammenlignet med tre fraktioner medfører et væsentligt samfundsøkonomisk tab, idet især indsamlingsomkostningerne vokser betydeligt for én-familieboliger, mens øvrige kategorier af samfundsøkonomiske omkostninger alle også vokser en smule.

6.3.3 Fuld kildesortering

De samfundsøkonomiske konsekvenser ved udsortering af pap kan belyses ved at sammenligne scenarie 1b og 1c, hvor der i scenarie 1b kun udsorteres papir, organisk affald, metal og plast, mens der i scenarie 1c yderligere udsorteres pap til genanvendelse.

TABEL 6-8 Sammenligning af overordnede resultater for scenarierne 1b og 1c, mio. kr./år/opland¹

	Indsamling	Transport	Forbrænding	Biobehandling	Sortering	Materialesalg	Øvrige	I alt
Én-familieboliger								
1b	284	9,4	19,3	11,7	0,0	-29,2	34,7	329
1c	293	9,8	18,6	11,7	0,0	-31,4	36,2	338
Forskel	9	0,4	-0,7	0,0	0,0	-2,2	1,5	8
Etageboliger								
1b	112	7,1	23,4	8,5	0,0	-22,5	15,1	144
1c	112	7,4	22,8	8,5	0,0	-24,3	15,2	142
Forskel	0	0,3	-0,6	0,0	0,0	-1,8	0,0	-2
Blandede boliger								
1b	215	8,5	20,9	10,4	0,0	-26,5	26,9	255
1c	221	8,8	20,3	10,4	0,0	-28,5	27,8	259
Forskel	6	0,4	-0,6	0,0	0,0	-2,0	0,9	4

Note: 1) "Øvrige" dækker over eksternaliteter og refinansiering af tabte afgifter. Forskellen mellem 1b og 1c er, at pap indsamles og oparbejdes.

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Udsortering af pap medfører et mindre samfundsøkonomisk tab på 4 millioner kr. for blandede boliger. Årsagerne hertil er:

- **Indsamlingsomkostninger:** Udsorteringen af pap øger omkostningerne til beholdere i én-familieboligerne og giver en mindre stigning i omkostningerne til tømning, da der nu er flere beholdere, som skal tømmes.
- **Forbrænding:** Udsortering af pap medfører et lille fald i forbrændingsomkostningerne. Selv om pap har en relativt høj brændværdi og dermed en høj indtjening pr. ton på el og varme, er der relativt store håndteringsomkostninger forbundet med pap på forbrændingsværket.
- **Materialesalg:** Indtægterne fra materialesalg stiger, idet det nu udsorterede pap (som i 1b blev sorteret til forbrænding sammen med resten) kan sælges til en salg pris pr. ton på 650 kr.

Konklusion: Udsorteringen af pap medfører samlet set et mindre samfundsøkonomisk tab. Det skyldes, at de øgede indtægter fra materialesalg og reducerede omkostninger til forbrænding ikke er tilstrækkelige til at opveje de øgede indsamlings- og transportomkostninger, som udsortering af pap medfører.

6.3.4 Finsortering af plast

De samfundsøkonomiske konsekvenser ved at finsortere plast kan belyses ved at sammenligne scenarie 1c og 1d. I begge scenarier udsorteres affaldet til seks fraktioner, men i scenarie 1d finsorteres plast i Danmark i stedet for at blive afsat som blandet plast i udlandet.

TABEL 6-9 Sammenligning af overordnede resultater for scenarierne 1c og 1d, mio. kr./år/opland¹

	Indsamling	Transport	Forbrænding	Biobehandling	Sortering	Materialesalg	Øvrige	I alt
Én-familieboliger								
1c	293	9,8	18,6	11,7	0,0	-31,4	36,2	338
1d	293	10,3	18,3	11,7	3,9	-40,3	31,4	328
Forskel	0	0,6	-0,2	0,0	3,9	-9,0	-4,8	-10
Etageboliger								
1c	112	7,4	22,8	8,5	0,0	-24,3	15,2	142
1d	112	7,8	22,7	8,5	2,9	-31,0	13,0	136
Forskel	0	0,4	-0,2	0,0	2,9	-6,7	-2,2	-6
Blandede boliger								
1c	221	8,8	20,3	10,4	0,0	-28,5	27,8	259
1d	221	9,3	20,1	10,4	3,5	-36,6	24,0	251
Forskel	0	0,5	-0,2	0,0	3,5	-8,1	-3,8	-8

Note: 1) "Øvrige" dækker over eksternaliteter og refinansiering af tabte afgifter. Forskellen mellem 1c og 1d er, at plast finsorteres på et anlæg i Danmark.

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Finsortering af plast i Danmark medfører en samfundsøkonomisk gevinst på 8 millioner kr. for den blandede boligkategori. Årsagerne hertil er:

- **Sortering:** Omkostningerne til sortering stiger, da det er nødvendigt at investere i et særligt sorteringsanlæg for at finsortere plasten i Danmark.
- **Materialesalg:** Indtægterne fra materialesalg øges, eftersom det finsorterede plast nu kan sælges videre, hvor man før betalte for at komme af med det blandede plast.

Konklusion: Samlet set medfører finsortering af plast en lille samfundsøkonomisk gevinst, eftersom den øgede indtægt fra salg af plast overstiger den øgede omkostning til sorteringsanlægget set i forhold til omkostningen ved transport og plastsortering i udlandet. Gevinsten i forhold til at afsætte blandet plast (som i scenarie 1c) kan tilskrives en midlertidig, overnormal profit på markedet for finsortering af plast (f.eks. grundet i Kinas nylige forbud mod import af blandet plast), og denne gevinst kan ikke nødvendigvis forventes at være permanent over tid.

6.3.5 Posesortering

De samfundsøkonomiske konsekvenser ved at sortere i poser frem for i forskellige rum i beholdere kan belyses ved at sammenligne scenarie 1c og 1e. I begge scenarier udsorteres affaldet til seks fraktioner, men i scenarie 1c udsorteres det i forskellige rum i beholderne, mens det i scenarie 1d udsorteres i forskellige poser, som kommer i samme rum i beholderen.

TABEL 6-10 Sammenligning af overordnede resultater for scenarierne 1c og 1e, mio. kr./år/opland¹

	Indsamling	Transport	Forbrænding	Biobehandling	Sortering	Material salg	Øvrige	I alt
Én-familieboliger								
1c	293	9,8	18,6	11,7	0,0	-31,4	36,2	338
1e	227	9,1	20,1	10,7	23,5	-20,2	30,3	301
Forskel	-66	-0,7	1,5	-0,9	23,5	11,2	-5,9	-37
Etageboliger								
1c	112	7,4	22,8	8,5	0,0	-24,3	15,2	142
1e	110	6,9	23,9	7,8	22,3	-15,6	17,4	173
Forskel	-2	-0,5	1,1	-0,7	22,3	8,7	2,3	31
Blandede boliger								
1c	221	8,8	20,3	10,4	0,0	-28,5	27,8	259
1e	180	8,2	21,6	9,6	23,0	-18,4	25,2	249
Forskel	-40	-0,6	1,3	-0,8	23,0	10,2	-2,6	-10

Note: 1) "Øvrige" dækker over eksternaliteter og refinansiering af tabte afgifter. Forskellen mellem 1c og 1e er, at affaldet bringes gennem et posesorteringsanlæg.

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Udsortering af affaldet i poser frem for i beholdere medfører en samfundsøkonomisk gevinst på 10 millioner kr. Årsagerne hertil er:

- **Indsamling:** Omkostningerne til indsamling hos én-familieboliger reduceres markant ved en poseordning, idet sorteringen i poser kræver færre beholdere og færre tømninger. Omkostningen i etagebolig falder lidt, fordi organisk indsamles i 660L containere i stedet for 400L containere, hvilket er billigere.
- **Transport:** Modsat øges omkostningerne til transport, idet omkostningerne til at transportere papir, pap og plast øges ved en poseordning.²⁰
- **Biobehandling:** Omkostningerne til biobehandling falder, idet der ved poseordningen frasorteres mindre organisk affald, og dermed falder den samlede mængde, som biobehandles.
- **Sortering:** Ved en posesorteringsordning kræves et relativt omkostningstungt sorteringsanlæg, og omkostningerne til sortering øges derfor markant ved denne ordning.
- **Material salg:** Indtægterne fra materialesalg reduceres i forhold til kildesortering i separate beholdere, da anlægget fejlsorterer 5 % af alle poser med genanvendelige materialer til forbrænding.

²⁰ Se Afsnit 4.3.3 for en yderligere beskrivelse af transportafstande og -omkostninger.

Konklusion: Sorteringsordningen med poser frem for beholdere medfører en samfundsøkonomisk gevinst for én-familieboliger. Det skyldes, at reduktionen i indsamlingsomkostningerne mere end opvejer de øgede omkostninger fra sortering samt de tabte indtægter fra materiale-salg. For etageboliger er der ikke noget nævneværdigt fald i indsamlingsomkostningerne. Ge-vinsten ved posesortering afhænger derfor meget af at reducere indsamlingsomkostningerne i én-familieboligerne.

6.4 Grovsorteringssporet

Grovsorteringssporet består af ét scenarie, hvor materialerne blandes i nogen grad i husstan-dens beholdere. Plast og metal placeres i samme rum, og papir og pap placeres også i samme rum.

TABEL 6-11 Oversigt over sorterings- og behandlingsscenarierne i grovsorteringssporet¹

	Glas	Papir	Pap	Plast	Metal	Rest	Organisk
1c: Kildesortering 6 fraktioner, udland	A	A	A	A	A	F	B
2a: Kildeopdelt (L) med glaskuber	A	A		S		F	B

Note: 1) F = forbrænding; B = bioforgasning; A = afsat direkte til genindvinding/oparbejdning; S = sorteret før oparbejdning.

6.4.1 Grovsortering til fire fraktioner

De samfundsøkonomiske konsekvenser ved en grovsorteringsordning kan belyses ved at sammenligne scenarie 1c og 2a. I scenarie 1c kildesorteres til seks fraktioner, mens der kun udsorteres til fire fraktioner i 2a. Herudover skal plast og metal i scenarie 2a grovsorteres og finsorteres, før det kan genanvendes. Endelig er papir og pap placeret i samme beholder, og derfor skal papiret adskilles fra pappet før genanvendelsen. Dette giver anledning til en lavere afsætningspris for blandet papir/pap.

TABEL 6-12 Sammenligning af overordnede resultater for scenarierne 1c og 2a, mio. kr./år/opland¹

	Indsamling	Transport	Forbrænding	Biobehandling	Sortering	Materialesalg	Øvrige	I alt
Én-familieboliger								
1c	293	9,8	18,6	11,7	0,0	-31,4	36,2	338
2a	269	11,5	18,4	11,7	4,4	-27,9	34,9	322
Forskel	-24	1,8	-0,2	0,0	4,4	3,5	-1,4	-16
Etageboliger								
1c	112	7,4	22,8	8,5	0,0	-24,3	15,2	142
2a	114	8,7	22,7	8,5	3,2	-21,6	16,5	152
Forskel	2	1,3	-0,1	0,0	3,2	2,7	1,3	11
Blandede boliger								
1c	221	8,8	20,3	10,4	0,0	-28,5	27,8	259
2a	207	10,4	20,1	10,4	3,9	-25,4	27,5	254
Forskel	-13	1,6	-0,1	0,0	3,9	3,2	-0,3	-5

Note: 1) "Øvrige" dækker over eksternaliteter og refinansiering af tabte afgifter. Forskellen mellem 1c og 2a er, at plast og metal grovsorteres på et sorteringsanlæg, samt at papir/pap og plast/metal blandes i hver sine rum i husholdningerne.

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Udsortering til fire fraktioner frem for til seks fraktioner medfører en samfundsøkonomisk gevinst på 5 millioner kr. for den blandede boligkategori.

- **Indsamling:** Omkostningerne til indsamling i én-familieboliger falder, da blandingen af papir og pap og plast og metal giver en beholder mindre.
- **Sortering:** Omkostningerne til sortering øges, da der skal investeres i et sorteringsanlæg, som kan adskille plast og metal og finsortere metal.
- **Materialesalg:** Indtægterne fra materialesalg reduceres, idet der ved grovsorteringen sammenlignet med kildesorteringen. Det skyldes blandingen af papir og pap, som hjælper med til at reducere indsamlingsomkostningerne, men som også reducerer salgsprisen for papiret.

Konklusion: Grovsortering frem for kildesortering medfører en mindre samfundsøkonomisk gevinst. Det skyldes, at de øgede omkostninger til transport, sortering og de reducerede indtægter fra materialesalg opvejes af reduktionen i indsamlingsomkostningerne i én-familieboligerne. Gevinsten ved grovsortering afhænger derfor meget af at reducere indsamlingsomkostningerne i én-familieboligerne.

6.5 Finsorteringssporet

Finsorteringssporet består af to scenarier, hvor affaldsfraktionerne i mindre grad sammenlignet med kildesorteringssporet udsorteres hos husholdningerne. I stedet sorteres affaldet på et højteknologisk sorteringsanlæg.

TABEL 6-13 Oversigt over sorterings- og behandlingsscenarierne i finsorteringssporet¹

	Glas	Papir	Pap	Plast	Metal	Rest	Organisk
3a: Kildeopdelt (H) med glaskuber	A	A	S			F	B
3b: Restsortering (H) med glaskuber	A	A	S			F	B

Note: 1) F = forbrænding; B = bioforgasning; A = afsat direkte til genindvinding/oparbejdning; S = sorteret før oparbejdning.

6.5.1 Finsortering af pap, plast og metal

De samfundsøkonomiske konsekvenser ved at indsamle pap, plast og metal i samme beholder og derefter finsortere fraktionerne kan belyses ved at sammenligne scenarie 1c og 3a. I scenarie 3a udsorteres pap, plast og metal i samme rum i en beholder, mens disse affaldsfraktioner i scenarie 1d udsorteres i hvert sit beholderrum.

TABEL 6-14 Sammenligning af overordnede resultater for scenarierne 1c og 3a, mio. kr./år/opland¹

	Indsamling	Transport	Forbrænding	Biobehandling	Sortering	Material salg	Øvrige	I alt
Én-familieboliger								
1c	293	9,8	18,6	11,7	0,0	-31,4	36,2	338
3a	269	10,6	18,4	11,7	9,1	-42,0	30,2	307
Forskel	-24	0,9	-0,2	0,0	9,1	-10,6	-6,0	-31
Etageboliger								
1c	112	7,4	22,8	8,5	0,0	-24,3	15,2	142
3a	114	8,0	22,7	8,5	6,9	-32,0	14,0	142
Forskel	2	0,6	-0,1	0,0	6,9	-7,8	-1,1	1
Blandede boliger								
1c	221	8,8	20,3	10,4	0,0	-28,5	27,8	259
3a	207	9,6	20,1	10,4	8,3	-38,0	23,7	241
Forskel	-13	0,8	-0,2	0,0	8,3	-9,5	-4,1	-18

Note: 1) "Øvrige" dækker over eksternaliteter og refinansiering af tabte afgifter. Forskellen mellem 1c og 3a er, at pap, plast og metal finsorteres på et dansk anlæg i stedet for at kildesorteres hos husholdningerne.

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Finsortering af pap, metal og plast medfører en samfundsøkonomisk gevinst på 18 millioner kr. sammenlignet med kildesortering af pap, metal og plast, med finsortering af plasten på et udenlandsk anlæg.

- **Indsamling:** Omkostningerne til indsamling reduceres markant, idet finsorteringsordningen dels kræver færre beholdere, dels færre tømninger.

- **Sortering:** I begge scenarier investeres i et sorteringsanlæg. I scenarie 1d skal værket kun finsortere plast, mens der i scenarie 3a kræves et mere avanceret og dyrere sorteringsanlæg, som kan finsortere både pap, plast og metal.
- **Materialesalg:** Indtægterne fra materialesalg øges, da metal nu også finsorteres, hvilket øger salgsprisen.

Konklusion: Samfundsøkonomisk vil der være en mindre gevinst – særligt for én-familieboliger – ved at finsortere pap, metal og plast på sorteringsanlæg frem for at kildesortere det hos husholdningerne, idet reduktionen i indsamlingsomkostningerne mere end opvejer de øgede omkostninger til sortering. Gevinsten ved finsortering afhænger derfor meget af at reducere indsamlingsomkostningerne i én-familieboligerne.

6.5.2 Finsortering af restaffald

De samfundsøkonomiske konsekvenser ved at indsamle rest affald, pap, plast og metal i samme beholder og derefter finsortere fraktionerne kan belyses ved at sammenligne scenarie 3a og 3b. I scenarie 3a udsorteres pap, plast og metal i samme rum i én beholder, mens disse affaldsfraktioner i scenarie 3b indgår i restaffaldet (dvs. kommer i samme rum som restaffaldet).

TABEL 6-15 Sammenligning af overordnede resultater for scenarierne 3a og 3b, mio. kr./år/opland¹

	Indsamling	Transport	Forbrænding	Biobehandling	Sortering	Materialesalg	Øvrige	I alt
Én-familieboliger								
3a	269	10,6	18,4	11,7	9,1	-42,0	30,2	307
3b	238	11,0	19,3	11,7	25,0	-49,5	39,2	294
Forskel	-31	0,3	0,9	0,0	15,9	-7,5	9,0	-13
Etageboliger								
3a	114	8,0	22,7	8,5	6,9	-32,0	14,0	142
3b	114	9,3	23,3	8,5	27,9	-41,8	21,8	163
Forskel	0	1,3	0,6	0,0	21,0	-9,8	7,7	21
Blandede boliger								
3a	207	9,6	20,1	10,4	8,3	-38,0	23,7	241
3b	188	10,3	20,9	10,4	26,2	-46,4	32,2	242
Forskel	-19	0,7	0,8	0,0	17,9	-8,4	8,5	1

Note: 1) "Øvrige" dækker over eksternaliteter og refinansiering af tabte afgifter.

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Det medfører et samfundsøkonomisk tab på 1 million kr. at indsamle pap, plast og metal som del af restaffaldet frem for at sortere disse fraktioner ved kilden. Årsagerne hertil er:

- **Indsamling:** Omkostningerne til indsamling reduceres markant for én-familieboligerne, når pap, plast og metal indgår i restaffaldet, idet denne ordning dels kræver færre beholdere, dels reducerer tømningssomkostningerne, da man vil kunne effektivisere tømningerne ved færre beholdere. Der er ingen omkostningsreduktion for etageboliger.

- **Sortering:** Omkostningerne til sortering øges markant, eftersom mængden til sortering stiger kraftigt, hvilket kræver større bygninger og større maskinkapacitet.
- **Materialesalg:** Til gengæld vil indtægterne fra materialesalg stige, da der ved denne ordning vil være en større mængde plast og metal, som kan sælges videre, samtidig med at også restpapir og restpap udsorteres til afsætning.

Konklusion: Indsamling af restaffald, hvori pap, plast og metal indgår, vil øge omkostningerne til sortering betydeligt. De øgede sorteringsomkostninger kan ikke opvejes af de reducerede indsamlingsomkostninger og øgede indtægter fra materialesalg. Ser man kun på én-familieboliger, giver restsortering en betydelig gevinst, mens den giver et betydeligt tab for etageboliger. Gevinsten ved restsortering afhænger derfor meget af at reducere indsamlingsomkostningerne.

6.6 Fraktionsspecifikke omkostninger

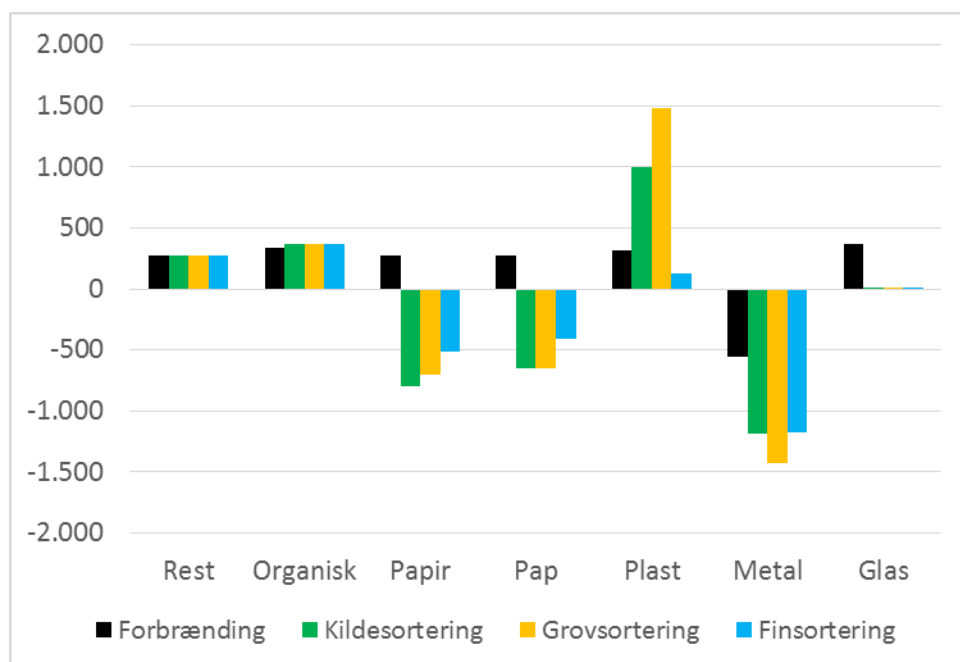
Når der skal træffes beslutning om øget genanvendelse, er det interessant at kende ekstraomkostningen ved at øge genanvendelsen af de enkelte fraktioner, den såkaldte marginale omkostning. Det er her vigtigt at skelne mellem, om ændringen sker ved et 'systemskift' i indsamlingsmateriel og behandlingsanlæg, eller om den øgede genanvendelse skyldes, at borgerne gradvist bliver bedre til at sortere.

- Ved **systemskift** kan den fraktionsspecifikke marginale omkostning beregnes som de samlede ekstraomkostninger til indsamling, transport, behandling og eksternaliteter ved at gå fra det eksisterende (referencescenarie) til det nye system (alternativscenarie) delt med den ekstra mængde genanvendt. Fordelen ved denne metode er, at den indregner alle omkostninger og gevinster. Ulempen er, at de konkrete, marginale omkostninger er sammensat af rigtig mange forskellige effekter²¹ og derfor er vanskelige at forklare og ekstrapolere til andre sammenhænge end præcis de scenarier, beregningen er foretaget over.
- Ved en **gradvis ændring** af kildesorteringen ændres indsamlingssystemet ikke – der er kun tale om, at borgeren flytter affald fra en beholder/rum ved husstanden til en anden. Ved sådanne små ændringer er det realistisk at antage, at beholderstørrelser og antal ikke ændres. Da transportomkostningerne i reglen er relativt små i forhold til beholdere og behandling, kan man derfor nøjes med at se på omkostningsforskellene mellem de forskellige behandlinger. Fordelen ved denne metode er, at den fundne marginalomkostning i langt mindre grad er afhængig af usikre forudsætninger om fyldningsgrader, indsamlingsomkostninger og kildesorteringseffektivitet. Ulempen ved metoden er, at den kun er retvisende for mindre ændringer i genanvendelsen, men ikke større ændringer i affaldssystemet.

På grund af de væsentlige usikkerheder ved at beregne marginalomkostninger ved systemskift præsenteres her kun omkostningsforskellene, ekskl. indsamling og transport ved gradvise ændringer i kildesorteringseffektiviteten. Den gennemsnitlige omkostninger pr. fraktion og spor er vist i FIGUR 6-7.

²¹ Det væsentligste element i denne usikkerhed er de faste omkostninger til tømning i enfamilieboliger (et fast antal beholdere og et fast antal tømninger i hvert scenarie), hvorved indretning af scenarierne såvel som antagelserne om, hvor store mængder der kan udsorteres, får meget væsentlig indflydelse på marginalomkostningen.

FIGUR 6-7 Gennemsnitlige behandlingsomkostninger pr. fraktion og spor* (kr./ton faktorpriser)¹



Note: 1) Omkostningen ved minimumsspolet er beregnet som forbrændingsomkostningen per fraktion.

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Figuren viser, at forbrænding kun er billigere end bioforgasning af organisk og to spor for genanvendelse af plast. Derimod er genanvendelse af papir, pap, metal og glas billigere end forbrænding. Genanvendelse af plast er langt dyrere end forbrænding ved kildesortering og grovsortering, mens finsortering er noget billigere. Pulpning og bioforgasning af organisk materiale koster 370 kr./ton, mens forbrænding af organisk koster 336 kr./ton; dvs. en cirka 10 % højere behandlingsomkostning.

Den ovenstående beregning er baseret på marginale ændringer i mængderne, dvs. at indsamlingssystemet og behandlingsanlæggenes indretning ikke skal ændres væsentligt som følge af mængdeændringerne. Større (ikke-marginale) ændringer kan tænkes at medføre, at anlæggenes indretning skal omlægges (for eksempel flere plastsorteringsmaskiner eller ændret røg-gasrensning), eller at indsamlingssystemet (beholderstørrelser og tømningfrekvenser) skal ændres. Sådanne ændringer ikke afspejlet i FIGUR 6-7. Endvidere er omkostningerne til sorteringsanlæggene fordelt på fraktionerne (plast, metal og til dels pap) ud fra en simpel gennemsnitsbehandlingsomkostning. Det er således ikke taget i betragtning, at nogle fraktioner kan være mere omkostningsfulde at sortere på et anlæg end andre. Der bør derfor udvises en vis varsomhed med ikke at fortolke figurens detaljer for håndfast.

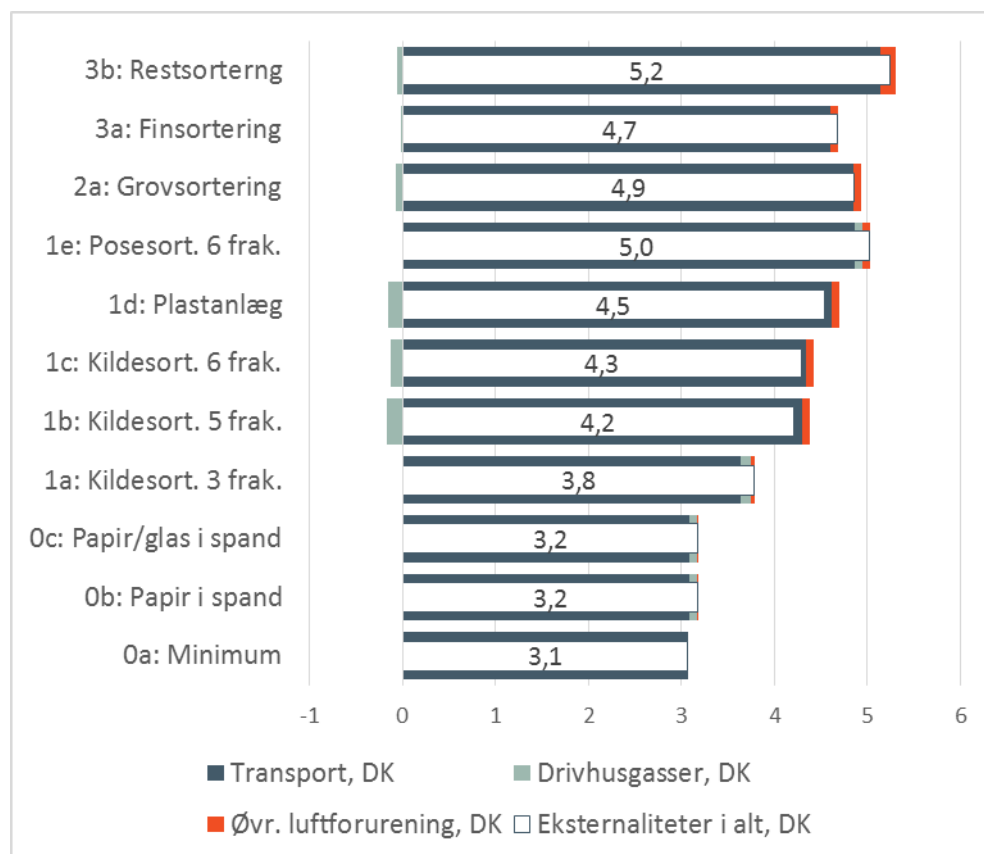
Konklusion: De marginale samfundsøkonomiske behandlingsomkostninger ved forbrænding er højere end de marginale omkostninger ved genanvendelse for alle materialefraktioner på nær plast. Bioforgasning af organisk affald er pr. ton cirka 10 % dyrere end forbrænding.

6.7 Eksternaliteter

FIGUR 6-8 og TABEL 6-16 viser de eksternaliteter, der er forbundet med hvert scenarie. Eksternaliteterne består af det slid på vejene, som transporten af affaldet medfører, udledning af drivhusgasser og øvrig luftforurening samt arbejdsmarkedsforvridningen.

Som udgangspunkt er effekten vist kun for Danmark, og hvor CO₂-kvoteprisen anvendes til at opgøre omkostningerne for udledning af drivhusgasser. Af FIGUR 6-8 fremgår det, at eksternaliteterne i dette tilfælde er betydeligt højere i scenarie 3b: Restsortering sammenlignet med de øvrige scenarier. Det skyldes primært, at affaldet skal transporteres længere i dette scenarie, hvilket medfører et højere vejslid, en høj udledning af øvrig luftforurening og arbejdsmarkedsforvridning. Modsat har minimumsscenerierne de laveste eksternaliteter, eftersom affaldet transporteres kortere afstande i disse scenarier.

FIGUR 6-8 Eksternaliteter (mio. kr./år per opland)



Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Resultaterne ændres betydeligt (TABEL 6-16), hvis man i stedet for at anvende kvoteprisen anvender en international skadesomkostning og medtager eksternaliteterne i udlandet. I dette tilfælde har scenarierne med kilde-, grov- og finsortering, hvor metal og plast genanvendes, de laveste eksternaliteter, da der er en anseelig miljøgevinst i udlandet ved at genanvende plast og metal. Det største element i miljøeffekterne i udlandet er drivhusgasser (typisk omkring 60 % af skadesomkostningerne), dernæst partikler (typisk omkring 30 % af skadesomkostningerne).

TABEL 6-16 Eksternaliteter, mio. kr./år pr. opland

	0a: Minimum	0b: Papir i spand	0c: Papir/glas i spand	1a: Kildesort. 3 frak.	1b: Kildesort. 5 frak.	1c: Kildesort. 6 frak.	1d: Plastanlæg	1e: Posesort. 6 frak.	2a: Grovsortering	3a: Finsortering	3b: Restsortering
Vejslid, uheld og trængsel, DK	3,1	3,1	3,1	3,6	4,3	4,3	4,6	4,9	4,8	4,6	5,1
Drivhusgasser, DK		0,1	0,1	0,1	-0,2	-0,1	-0,2	0,1	-0,1	-0,0	-0,1
Øvr. luftforurening, DK		0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2
Eksternaliteter i alt, DK	3,1	3,2	3,2	3,8	4,2	4,3	4,5	5,0	4,9	4,7	5,2
National ekstraomkostning ved skadesomkostning i stedet for kvotepris		0,2	0,2	0,3	-0,5	-0,4	-0,5	0,1	-0,3	-0,1	-0,3
Eksternaliteter i udland		-0,2	-0,2	-0,3	-1,4	-1,5	-1,5	-1,0	-1,6	-1,5	-2,0
International ekstraomkostning ved skadesomkostning i stedet for kvotepris		-0,4	-0,4	-0,4	-2,3	-2,4	-2,4	-1,7	-2,6	-2,5	-3,4
Total	3,1	2,8	2,8	3,4	-0,0	0,0	0,2	2,4	0,4	0,5	-0,5

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Der er i rapporteringen af eksternaliteterne ikke skelnet mellem kvotebelagte og ikke-kvotebelagte emissioner, da beregningsforudsætningerne i EASETECH ikke understøtter en sådan opdeling. Ej heller oprindelseslandet for de forskellige udenlandske emissioner kan stedfæstes nærmere.

Særligt hvad angår luftforurening ud over drivhusgasser, er der væsentlig usikkerhed om værdisætningen. For eksempel er en reduktion af PM2.5 i Danmark værdisat til 32 kr./kg, og i denne værdisætning er det forudsat, at emissionen sker fra en høj skorsten i en vis afstand fra bynært miljø. Sker emissionen derimod i bynært miljø, er skadesomkostningen op til 1.400 kr./kg højere²², dvs. en 50-dobling af den økonomiske omkostning. Hvis meremissionen i udlandet sker i et tætbeholdt område i et udviklingsland²³, kan værdien af miljøeffekten altså være langt højere. Med en 50 gange så stor skadesomkostning for partikler kunne eksternaliteterne i udlandet værdisættes op til 50 til 75 millioner kr./år, hvorved udenlandske miljøeffekter ville være helt afgørende for rangeringen af scenarierne.

På den anden side vil tabte leveår i udviklingslande ud fra den danske værdisætningsmetode have en lavere værdi, fordi indkomstniveauet i udviklingslande er lavere. Uanset hvad man moralsk måtte mene herom, kan det konstateres, at værdisætning af miljøeffekter i udlandet er metodisk særdeles vanskeligt, og at man kan argumentere for et ganske stort spænd af værdisætning og resultater.

Konklusion: De værdisatte eksternaliteter i Danmark er tæt på udelukkende drevet af øget vejtransport, som medfører mere vejslid, trængsel og ulykker. Luftforurening og drivhusgasser i Danmark er kun meget lidt påvirket af valget af affaldssystem. Affaldssystemets indretning og graden af genanvendelse har dog langt større miljøeffekter i udlandet, da størstedelen af det

²² COWI (2014), TABEL 4-16.

²³ Der kan være en tendens til at f.eks. kraftværker og affaldsforbrænding er placeret tættere på bebyggelse og har dårligere røggasrensning og lavere skorstene, end det er tilfældet i Danmark.

formindskede energi- og ressourceforbrug som følge af dansk genanvendelse sker i udlandet. Værdisætningen heraf er dog højst usikker, men kan med de værst tænkelige sundhedseffekter af luftforurening i udlandet have afgørende indflydelse på rangordningen af scenarier. Såfremt sundhedseffekterne i udlandet er sammenlignelige med de danske, har de udenlandske sundhedseffekter ganske lille betydning.

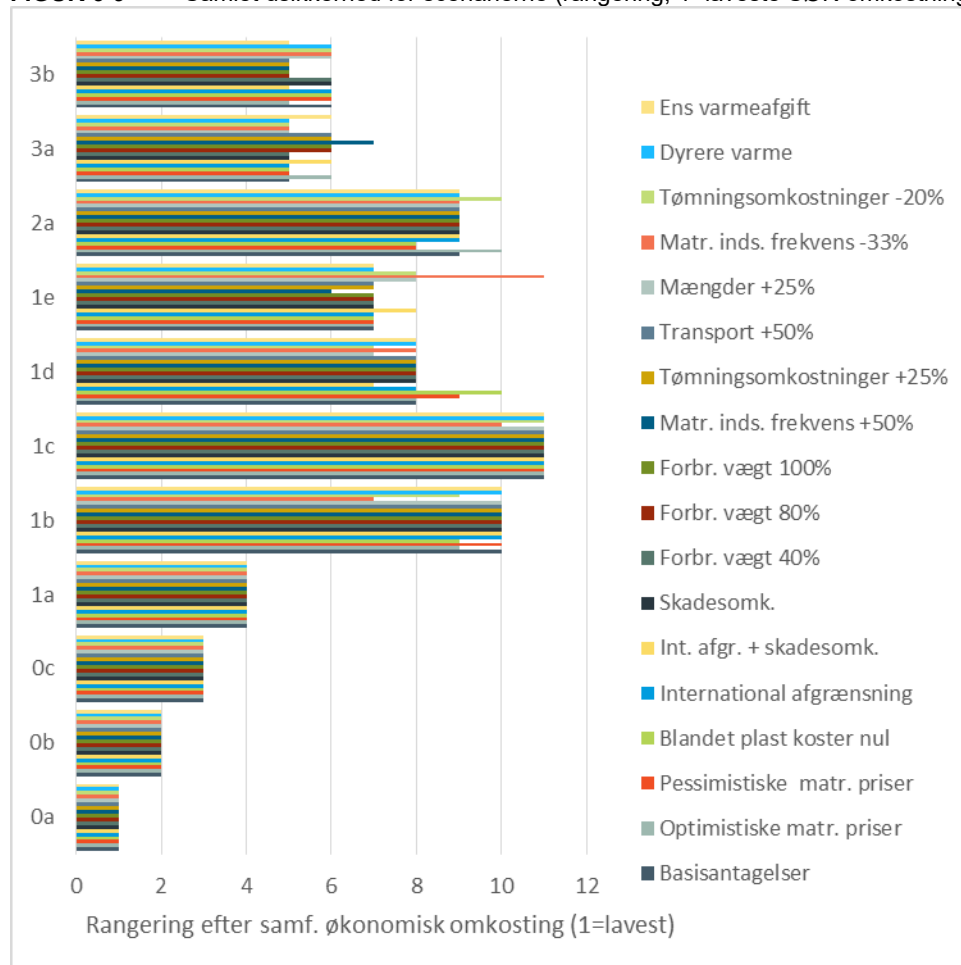
6.8 Følsomhedsanalyser

I følsomhedsanalyserne ændres en række kritiske antagelser (se Afsnit 4.5) med det formål at afdække robustheden af den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering. Beskrivelsen af følsomhedsanalyserne fokuserer på forskellene mellem to udvalgte scenarier for gruppen af følsomhedsanalyser. Disse to scenarier er udvalgt efter deres relevans for den pågældende følsomhedsanalyse. De samlede resultater af følsomhedsanalyserne er vedlagt som Bilag 8.

Den samlede usikkerhed på resultatet er illustreret i FIGUR 6-9. I figuren er vist en rangering af de samlede samfundsøkonomiske omkostninger i markedspriser ved de enkelte scenarier (blandet opland). Rangeringen 1 angiver den laveste omkostning, mens rangeringen 11 angiver den højeste omkostning.

Figuren viser, at minimumsscenerierne 0a, 0b og 0c har de laveste omkostninger for alle følsomhedsparametre. Herefter følger kildesortering af kun organisk affald, som er fjerdebilligst i alle følsomhedsvarianter. Fin- og restsorteringsscenerier indtager femte- og sjettepladsen (med en lille variation omkring indsamlingsfrekvenser. De sidste fem pladser deles af grovsortering og kildesortering. Et dansk plastranlæg synes at være at foretrække, undtaget i det tilfælde hvor afsætningsprisen på blandet plast er nul. Grovsortering er billigere end kildesortering i de fleste følsomhedsanalyser. Posesortering er dyrest i næsten alle følsomhedsanalyser (dog sandsynligvis ikke for et opland kun bestående af én-familieboliger, se Afsnit 6.3.5).

FIGUR 6-9 Samlet usikkerhed for scenarierne (rangering, 1=laveste SØK-omkostninger)



Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

6.8.1 Indsamlingsomkostninger

Der er foretaget tre følsomhedsanalyser i forhold til indsamlingsomkostningerne. I den ene øges tømningsfrekvensen for materialebeholdere²⁴ med 50 % (og sænkes med 33 %), mens tømningsomkostningerne øges med 25 % (og sænkes med 20 %) i den anden følsomhedsanalyse. I den sidste øges mængderne med 25 %, uden at beholderstørrelser eller tømningsfrekvenser ændres.²⁵ Resultaterne af følsomhedsanalysen er gengivet i Tabel 6-17.

²⁴ Der er to 240L beholdere i kildesorteringsscenarierne med otte-ugers tømnning, og en 370L beholder i kildeopdelingsscenarierne med seks-ugers tømnning.

²⁵ Eventuelle øgede stordriftsfordele ved større mængder på anlæggene er ikke medregnet her.

TABEL 6-17 Følsomhedsanalyse for indsamling

	Tabel		Difference	
	1c: Kildesort. 6 frak.	3a: Finsortering	I mio. kr./år	I % af 1c
Basisantagelser	259	241	-18,2	-7,0 %
Matr. inds. frekvens +50 %	276	254	-22,3	-8,1 %
Tømningsomk. +25 %	294	274	-20,5	-7,0 %
Matr. inds. frekvens -33 %	248	233	-15,4	-6,2 %
Tømningsomkostninger -20 %	231	215	-16,4	-7,1 %
Mængder +25 %	311	289	-21,9	-7,0 %

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Denne følsomhedsanalyse viser, at grovsortering og finsortering bliver en lille smule mere fordelagtigt, hvis omkostningerne til indsamling stiger, hvad enten det er som konsekvens af øget indsamlingsvolumen eller øgede indsamlingsomkostninger. Kildesorteringssporet rammes naturligt nok værst af øgede indsamlingsomkostninger, da dette spor har væsentligt højere indsamlingsomkostninger end kildeopdelingssporet.

Forskellen mellem de to scenariers totale omkostninger med basisantagelserne er omkring 7 %, og denne er den samme ved alle følsomhedsanalyser undtagen følsomhedsanalyserne, hvor tømningsfrekvensen for materialebeholdere ændres. Når tømningsfrekvensen for materialebeholdere stiger med 50 %, stiger forskellen til 8 %, og når den reduceres med 33 %, falder forskellen til 6 %. Dette er en behersket ændring set i forhold til de generelle usikkerheder om særligt tømningsfrekvenser og fyldningsgrad, som blandt andet vil være påvirket af udviklingen i affaldsmængderne og fraktionernes sammensætning. Hertil kommer også prisforskellen mellem blandet plast og finsorterede polymerer, som også er en ganske væsentlig kilde til usikkerhed.

Vedrørende poseforbrug er det usikkert, om udsortering af plast, pap og metal vil medføre et fald i poseforbruget, fordi borgerne umiddelbart placerer disse fraktioner i en fast beholder (fx. en kasse) i boligen, som tømmes direkte i beholderen, eller om poseforbruget øges, fordi flere fraktioner giver anledning til brug af flere poser, idet de samlet set tømmes oftere. Som udgangspunkt er det forudsat, at poseforbruget er uforandret ved overgang til udsortering af pap, plast og metal. I følsomhedsanalysen forudsættes det, at poseforbruget falder fra 7 til 5 poser/uge. Besparelsen ved disse færre poser beløber sig til knap 11 mio./kr. år, svarende til knap 5 % af de samlede omkostninger. Meromkostningen ved indsamling af disse materialer er mellem 27 % og 34 %. Så selvom der er tale om et betydeligt beløb, ændrer det ikke ved, at der er tale om en meromkostning. **Konklusion:** Kildesorteringssporet er lidt mere følsomt over for højere indsamlingsomkostninger, men ikke i en grad som inden for de generelle usikkerheder påvirker resultaterne væsentligt. En bedre udnyttelse af halvfylde materialebeholdere som følge af større affaldsmængder ændrer ikke væsentligt på dette. Poseforbruget til pap, plast og metal kan påvirke det samfundsøkonomiske mærkbart, men ikke nok til at ændre på, at genanvendelse af disse materialer er en samfundsøkonomisk meromkostning.

6.8.2 Værdisættelse af miljøeffekter

Finansministeriets vejledning til samfundsøkonomiske konsekvensanalyser – Finansministeriet (2017) anbefaler som udgangspunkt, at kun miljøeffekter som sker i Danmark værdisættes. Livscyklusvurderingen viser imidlertid, at de største dele af miljøeffekten fra øget genanvendelse sker i udlandet. Dette drejer sig særligt om erstatningen af nye materialer udvundet via råenergiproduktion, miner og skovdrift mv. Det er derfor interessant også at forsøge at værdisætte disse miljøeffekter, selvom det kan være forbundet med betydelige metodeproblemer.

Det er derfor valgt kun at værdisætte omkostningen ved øget udledning af drivhusgasser. Da udledning af drivhusgasser er et globalt problem, og da deres geografiske oprindelse ikke er vigtig for miljøeffekten, kan en reduktion i globale udledninger som følge af øget dansk genanvendelse medregnes med forholdsvis begrænsede metodemæssige vanskeligheder.²⁶

Finansministeriet (2017) anbefaler også at bruge den europæiske CO₂-kvotemarkedspris som skadesomkostning. Denne pris er dog en markedspris på et marked, hvor udbuddet af kvoter er fastsat efter forskellige politiske målsætninger og ikke direkte efter den mængde kvoter, som sikrer, at den marginale skadesomkostning er lig den marginale reduktionsomkostning. Derfor er brugen af kvoteprisen som skadesværdi en usikker tilnærmelse til skadesomkostningen. Som alternativ hertil er anvendt en samfundsøkonomisk omkostning ved CO₂ på 324 kr./ton CO₂.²⁷ Resultaterne heraf er vist i TABEL 6-18.

TABEL 6-18 Følsomhedsanalyse for værdisætning af miljøeffekter

	Scenarie resultat mio. kr./år		Difference	
	1a: Kildesort. 3 fraktioner	3a: Finsortering	I mio. kr./år	I % af 1a
Basisantagelser	211	241	29,7	14,0 %
International afgrænsning	211	240	28,4	13,5 %
Int. afgr. + skadesomk.	211	237	25,7	12,2 %

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Følsomhedsanalysen viser, at en international afgrænsning giver en minimal reduktion i de samfundsøkonomiske omkostninger ved øget genanvendelse. Kombineret med en skadesomkostning i stedet for kvotemarkedsprisen for CO₂ reduceres differencen mellem scenarie 1a uden udsortering af pap, plast og metal, og scenarie 3a med udsortering heraf yderligere fra 29,8 til 25,9 millioner kr./år, eller fra 13 % til 12 %. Det er her væsentligt, at kun en af mange forskellige internationale miljøeffekter er medregnet i følsomhedsanalysen. Det kan derfor ikke afvises, at en fuld værdisætning af alle effekter kunne have betydelig indflydelse på resultatet.

I nærværende analyse er ikke indregnet eventuelle positive effekter på den grønne omstilling af formindsket affaldsforbrænding. Affaldsvarme fungerer som basislast, dvs. et konstant udbud af varme stort set alle årets timer. Med en reduceret basislast øges potentialet for varmepumper, elpatroner og varmelagre, som alle er velegnede til at optage grøn vindmøllestrøm. En reduceret basislast vil også give større rum til proces- og overskudsvarme, som ellers ville gå tabt. Endelig kan øget biogasproduktion fra den organiske fraktion lagres i naturgasnettet og/eller fortrænge import af naturgas. Dette må også formodes at billiggøre den grønne omstilling.

Konklusion: Det har kun været muligt at værdisætte en mindre del af reduktionen i skadesomkostninger fra øget genanvendelse af dansk husholdningsaffald. Følsomhedsanalysen viser, at en tilføjelse af skadesomkostningen fra udledning af drivhusgasser i udlandet giver en mindre reduktion af omkostningen ved øget genanvendelse. Øget genanvendelse kan også gøre energisystemets grønne omstilling billigere, og dette er heller ikke medregnet i nærværende analyse.

²⁶ Det har for eksempel ikke været muligt at udregne, hvilke udenlandske emissioner som sker indenfor og uden for EU's CO₂-kvotemarked.

²⁷Energistyrelsen (2017) TABEL 11 (for 2025).

6.8.3 Afsætningspriser på blandet plast og polymerer

En væsentlig forskel på kildesorteringssporet (scenarie 1c-e) og kildeopdelingssporet (2a, 3a-b) er, om blandet plast finsorteres i Danmark eller i udlandet. Denne forskel er betydelig, så fremt markedspriserne på sortering af plast er forskellige fra de samfundsøkonomiske omkostninger ved finsorteringsanlægget. Der er væsentlig usikkerhed i bestemmelsen, da disse priser er markedsbestemte og varierer en del over tid.

I følsomhedsanalysen for materialepriser er der regnet med optimistiske og pessimistiske materialepriser (plus/minus 10 % på metal og pap, plus/minus 20 % på papir, samt plus/minus 50 % på plast), såvel som med en blandet plastpris på nul. Resultaterne er vist i TABEL 6-19.

TABEL 6-19 Følsomhedsanalyse for materialepriser

	Scenarieresultat mio. kr./år		Difference	
	1c: Kildesort. 6 frak.	3a: Finsortering	I mio. kr./år	I % af 1c
Basisantagelser	259	241	-18,2	-7,0 %
Optimistiske matr. priser	249	232	-16,7	-6,7 %
Pessimistiske matr. priser	270	251	-18,2	-6,7 %
Blandet plast koster nul	254	241	-13,1	-5,1 %

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Følsomhedsanalysen viser, at materialepriserne ikke påvirker forskellen mellem kildeopdelte og kildesorterede systemer særlig meget. Hvis man isoleret hæver afsætningsprisen på blandet plast fra -1500 kr./ton til 0 kr./ton, flytter det lige omkring 5 millioner kr./år eller en tredjedel af forskellen mellem de to scenarier. Den lille økonomiske fordel, som kildeopdelingsscenariet har, er altså ikke kun betinget af forskelle i plastpriserne.

Konklusion: Materialepriserne har ret begrænset indflydelse på resultaterne af den samfundsøkonomiske konsekvensanalyse. De er ikke tilstrækkelige til at forklare de mindre forskelle mellem kildeopdeling og kildesortering.

6.8.4 Omkostningsdrivere i forbrænding

Afsnit 6.1.4 beskrev, hvordan forbrændingsanlægssomkostninger må tænkes at afhænge af brændværdien. Baggrunden herfor er en overvejelse om, at energiindholdet i affaldet driver den del af anlæggets omkostninger, som er relateret til energiudnyttelse, dvs. kedel, turbiner, røggasrensning mv. Der er dog væsentlig usikkerhed om, hvilken vægt tonnage og energiindhold bør have, og det anvendte tal på 60 % til energiindholdet er i høj grad skønsmæssigt baseret. Derfor undersøges effekten af ændrede antagelser herom i denne følsomhedsanalyse i TABEL 6-20. Følsomhedsanalysen fokuserer på forskellen mellem scenarie 0b og 1a, hvor organisk affald (med relativt lav brændværdi) nu udsorteres til biobehandling i stedet for forbrænding.

TABEL 6-20 Følsomhedsanalyse af omkostningsdrivere for forbrændingsanlæg¹

	Scenarieresultat mio. kr./år		Difference	
	0c: Papir/glas i spand	1a: Kildesort. 3 fraktioner	I mio. kr./år	I % af 0c
Energivægt* 40 %	207	219	11	6 %
Energivægt* 60 % (basis)	205	221	16	8 %
Energivægt* 80 %	203	222	20	10 %
Energivægt* 100 %	200	224	24	12 %

Note: 1) "Energivægt" angiver hvor stor en del af forbrændingsanlæggets omkostninger der tilskrives energiindholdet i affaldet. Den resterende del tilskrives vægten af affaldet.

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Konklusion: Følsomhedsanalysen viser, at valget af omkostningsvægte i forbrænding har nogen betydning for omkostningsforskellen mellem scenarierne, men at antagelsen ikke flytter afgørende på resultatet.

6.8.5 Varmepriser og -afgifter

Priserne og afgifterne på varme kan have betydning for de samfundsøkonomiske omkostninger for forbrænding. Siden den øgede udsortering flytter affald fra forbrænding til genanvendelse, kan dette have betydning for det samfundsøkonomiske resultat. Nedenfor sammenlignes minimumsscenarioet med papir i spand ved boligen med hhv. kildesortering og finsortering.

I de to følsomhedsanalyser ses på konsekvenserne af en øget varmepris (fra 58 kr./GJ til 70 kr./GJ i faktorpriser) og en ændret afgiftsstruktur, hvor biomasse ikke længere er afgiftsfritaget. De højere varmepriser gør forbrænding mere fordelagtig og genanvendelse mindre fordelagtig. En afskaffelse af afgiftsfritagelsen for biomasse formindsker skattefinansieringsomkostningerne ved, at forbrændingsvarme erstattes af bl.a. biomassevarme, når genanvendelsen øges.

I TABEL 6-21 ses konsekvenserne af dyrere varme. Tabellen viser, at ekstraomkostningerne ved at gå fra minimumsscenarioet til kildesortering stiger med 3 procentpoint fra 28 % til 31 % med højere varmepriser. Ekstraomkostningerne falder med en ensartet varmeafgift for alle brændsler, med 4 procentpoint fra 28 % til 24 %.

TABEL 6-21 Følsomhedsanalyse af varmepriser og varmeafgifter, kildesortering

	Scenarieresultat mio. kr./år		Difference	
	0b: Papir i spand	1c: Kildesort. 6 frak.	I mio. kr./år	I % af 0b
Basisantagelser	190	259	69,0	36 %
Dyrere varme	177	249	72,2	41 %
Ens varmeafgift	190	254	63,9	34 %

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

I TABEL 6-22 ses det tilsvarende skridt fra minimumsscenarioet til finsortering. Her stiger ekstraomkostningen ved øget genanvendelse med 3 procentpoint fra 27 til 30 % med højere varmepris, mens den falder med 2 procentpoint med ens afgifter.

TABEL 6-22 Følsomhedsanalyse af varmepriser og varmeafgifter, finsortering

	Scenarieresultat mio. kr./år		Difference	
	0b: Papir i spand	3a: Finsortering	I mio. kr./år	I % af 0b
Basisantagelser	190	241	50,8	27 %
Dyrere varme	177	230	53,2	30 %
Ens varmeafgift	190	237	46,9	25 %

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Konklusion: De lidt mere beherskede omkostningsændringer ved finsortering skyldes, at forbrænding i forvejen har en mindre rolle, og derfor betyder omkostningsændringer mindre her. Samlet set synes hverken varmepriser eller afgiftsstruktur at ændre på de overordnede konklusioner.

7. Konklusioner

Den overordnede konklusion af nærværende analyse er, at øget genanvendelse af husholdningsaffald har en positiv indvirkning på miljøet, samtidig med at det er usikkert, hvorvidt det medfører et samfundsøkonomisk tab eller en gevinst.

De vigtigste konklusioner af analysen af de miljømæssige konsekvenser (livscyklusvurderingen) er:

- Generelt viser resultaterne, at jo større antal udsorterede fraktioner, desto større besparelser i CO₂-udledningen. Der er store besparelser i alle scenarier, selv i minimumsporet grundet udsortering af papir og glas i samtlige scenarier.
- Affaldsforbrænding leder i alle scenarier til en mindre besparelse. Dette skyldes, at den direkte CO₂-udledning fra forbrændingen er lavere end den erstattede energi grundet den producerede el og varme.
- Genanvendelse af papir, jern og aluminium medfører en relativ stor besparelse i alle scenarier. Genanvendelse af de øvrige fraktioner (plast, glas og pap) giver også en besparelse, men i mindre og varierende omfang, hvilket skyldes en kombination af affaldsmængder (fraktionens andel af den samlede affaldsmængde) og gevinsten ved genanvendelse, målt pr. ton affald.
- Antagelsen om biomasse som en begrænset ressource er af stor betydning for besparelsen fra papirgenanvendelsen. Denne besparelse halveres, hvis man ser bort fra denne antagelse. Det rykker dog ikke på de overordnede konklusioner om, at genanvendelse af papir giver besparelser.
- Antagelsen om, at energi fra biomasse er CO₂-neutral, gør, at forbrænding ikke har ret store besparelser. Hvis man medtager den klimaændring, der hidrører fra biomassen, bliver besparelsen fra forbrænding større. Det ændrer dog ikke på de overordnede konklusioner om, at udsortering til genanvendelse giver væsentlige miljømæssige fordele.

De vigtigste konklusioner af analysen af de samfundsøkonomiske konsekvenser (SØK-analysen) er:

- Indsamlingsomkostningerne er af afgørende betydning i forbindelse med indsamlingen og håndteringen af husholdningsaffald. De udgør langt størstedelen af de samfundsøkonomiske omkostninger forbundet hermed.
- Finsorteringsanlæg til pap/metal/plast, restsorteringsanlæg og posesorteringsanlæg giver betydelige muligheder for at reducere indsamlingsomkostningerne set i forhold til en kildesorteringsløsning, tilmed i en sådan grad, at det mere end opvejer omkostningerne til de nødvendige anlæg. Den samlede besparelse ved disse anlæg er dog kun i størrelsesordenen 5-10 %, hvilket skønnes at være for lidt til at gøre konklusionen generel for alle danske kommuner. Derfor bør kommunernes konkrete valg af fremtidige affaldssystemer underbygges med yderligere analyser af konkrete oplande, systemer og anlæg. Det skal dog fremhæves, at de her foretagne beregninger baserer sig på den i dag eksisterende teknologi på anlæggene. Ny teknologi vil ændre ved beregningerne og deres resultater.

- Selv små ændringer i borgernes tidsforbrug i forbindelse med indsamlingen af husholdningsaffald kan have stor betydning for de samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med dagrenovation. Der er dog samtidig grund til at formode, at øget tidsforbrug og dermed øgede tidsomkostninger som følge af bedre sortering i hjemmet helt eller delvis opvejes af den oplevede nytte ved de forventede miljøgevinster. Hvis disse miljøgevinster mod forventning ikke realiseres, opstår imidlertid et samfundsøkonomisk tab. Værdien af arealforbrug til ekstra beholdere kan for de dyreste grunde i Danmark også have indvirkning på det samfundsøkonomiske resultat, så beholdernes arealforbrug bør også indgå som en overvejelse i indretningen af affaldssystemet.
- Det har kun været muligt at værdisætte en mindre del af reduktionen i skadesomkostninger fra øget genanvendelse af dansk husholdningsaffald. Følsomhedsanalysen viser, at alene tilføjelsen af skadesomkostningen fra udledning af drivhusgasser i udlandet giver en betydelig reduktion af omkostningen ved øget genanvendelse. Det kan derfor ikke afvises, at medtagelse af alle skadesomkostninger vil have væsentlig indflydelse på resultaterne (f.eks. at øget genanvendelse er en samfundsøkonomisk gevinst, ikke en omkostning). Øget genanvendelse kan også gøre energisystemets grønne omstilling billigere; dette er heller ikke medregnet i nærværende analyse.

Bilag 1. Litteraturliste

Affaldskontoret (2015): *Oversigt over eksisterende afsætningsmuligheder for plast-, metal- og organisk affald*. København.

Cherubini, F., G.P. Peters, T. Berntsen, A. Strømman, and E. Hertwich (2011): *CO₂ emissions from biomass combustion for bioenergy: atmospheric decay and contribution to global warming*. I: *Global Change Biology Bioenergy* 3: 413–426.

Clavreul, J., H. Baumeister, T.H. Christensen, and A. Damgaard (2014): *An environmental assessment system for environmental technologies*. I: *Environmental Modelling & Software* 60: 18–30, <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364815214001728>.

COWI (2014): "Miljø- og Fødevareministeriets miljøøkonomiske nøgletalskatalog baggrundsdocumentation", Lyngby.

COWI (2016): *Baseline - Genanvendelse i kommunerne* rapport til Miljøstyrelsen marts 2016 (upubliceret). Lyngby.

COWI (2016b) - Frederikssund Kommune, Gribskov Kommune og Halsnæs Forsyning - Økonomi og miljøvurdering af optisk posesortering –Hovedrapport. Lyngby.

COWI og SDU (2017): *Scenarieanalyse for alternative fremtidige genanvendelsesløsninger på Fyn*. Slutrapport september 2017. Lyngby.

COWI (2017): *Alternative integrerede systemer på Sjælland for lav- eller højteknologisk sortering af tørre genanvendelige materialer*. Lyngby.

Dansk Affaldsforening, DI og Dansk Energi (2017): *Benchmarking af affaldssektoren 2016*, København.

EA Energianalyse (2014): *Anvendelse af biogas til el og varme*, København.

Energistyrelsen (2014b): "Fjernvarmens rolle i den fremtidige energiforsyning". København.

Energistyrelsen (2016): "Energistyrelsens prognose for udviklingen i biogas-støttesatserne", København, https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Bioenergi/prognoser_for_biogas-stoettesatser_29_april_2016.pdf

Energistyrelsen (2017): *Samfundsøkonomiske beregningsforudsætninger for energipriser og emissioner*. København.

Finansministeriet (2017): *Vejledning i samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger*, København.

Hauschild, M.Z., M. Goedkoop, J. Guinée, R. Heijungs, M. Huijbregts, O. Jolliet, M. Margni, et al. (2012): *Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment*. I: *The International Journal of Life Cycle Assessment*(18): 683–697.

ISO (2006a): *ISO 14040 - Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework*. Geneva, Switzerland: International Organisation for Standardization.

ISO (2006b): *ISO 14044 - Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines*. Geneva, Switzerland.

Miljø- og Fødevareministeriet (2012): *BEK nr 1309 af 18/12/2012 (Affaldsbekendtgørelsen)*. København.

Miljøstyrelsen (2004): *Fordele og ulemper ved liberalisering af affaldsforbrænding og deponering, Miljøprojekt nr. 946*. København.

Miljøstyrelsen (2012): *Kortlægning af dagrenovation i enfamilieboliger, Miljøprojekt nr. 1414*. København.

Miljøstyrelsen (2013): *Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af muligheder for øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald fra dagrenovation, Miljøprojekt nr. 1458*. København.

Miljøstyrelsen (2014): *Kortlægning af dagrenovation i Danmark - Med fokus på etageboliger og madspild. Undgå affald, stop spild nr. 1, 2014*. København.

Miljøstyrelsen (2014): *Danmark uden affald. Ressourceplan for affaldshåndtering 2013-2018. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4*. København.

Miljøstyrelsen (2015): *Kortlægning af forbehandlings- og biogaskapacitet af organisk affald, Miljøprojekt nr. 1728*. København.

Miljøstyrelsen (2017): *Effektiviseringspotentialet ved kommunal affaldsindsamling, Miljøprojekt nr. 1953*. København.

Regeringen (2013): *Danmark uden affald*. København.

Schmidt, A., D. Watson, S. Roos, C. Askham, and P.B. Poulsen (2016): *Gaining benefits from discarded textiles - LCA of different treatment pathways. Report 537*.

Transportministeriet (2015): *Manual for samfundsøkonomisk analyse på transportområdet*. København.

Transport DTU (2017): *Transportøkonomiske enhedspriser version 1.8*. Lyngby.

Weidema, B., H. Wenzel, C. Petersen, and K. Hansen (2004): *Produkt, funktionel enhed og referencestrømme i LCA*.

Bilag 2. Medlemmer af følgegruppen

Organisation	Navn	E-mail
Affalds- og Ressourceindustrien	Marianne Munch Jensen	mamj@di.dk
Dansk Affaldsforening	Nana Winkler	nw@danskaffaldsforening.dk
DI	Svend-Erik Jepsen	sej@di.dk
Energistyrelsen	Louise Brix	lbr@ens.dk
Energistyrelsen	Sofie Dam	soda@ens.dk
Energistyrelsen	Laura Kjær	lkj@ens.dk
Herning kommune	Bjarne Kallesøe	gafbk@herning.dk
Københavns kommune	Ilonka Domela	ilonka@tmf.kk.dk
MFVM, Departementet	Jan Graversen	jgrav@mfvm.dk
Næstved kommune	Søren Nielsen	soeni@naestved.dk
Skatteministeriet	Johan Suenson	jos@skm.dk
Skatteministeriet	Katrine Kaspersen	kkas@skm.dk
Vestforbrænding	Camilla Bjerg Pedersen	cbp@vestfor.dk
Vestforbrænding	Mogens Rasmussen	mog@vestfor.dk
Vestforbrænding	Morten Strandlod	mst@vestfor.dk

Ikke alle ovennævnte personer deltog i alle følgegruppens møder, jf. Bilag 3.

Bilag 3. Mødereferater, Følgegruppen

En følgegruppe bestående af repræsentanter for udvalgte interessenter har fulgt projektet, jf. Bilag 2 for en oversigt over følgegruppens medlemmer. Den har holdt i alt tre møder (i september 2017, november 2017 og august 2018). Dette bilag indeholder referaterne af disse møder.

MØDEREFERAT

TITEL

Første følgegruppemøde vedr. projektet "Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af øget genanvendelse af husholdningsaffald"

DATO

19. september 2017

STED

Miljøstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

DELTAGERE

Jan Graversen (JG), Miljø og Fødevareministeriet
Marianne Munch Jensen (MMJ), Affalds- og Resurseindustrien
Svend Erik Jepsen (SEJ), DI
Bjarne Kallesøe (BK), Herning Kommune
Nana Winkler (NW), Dansk Affaldsforening
Johan Suenson (JS) Skatteministeriet
Robert Heidemann (RH) og Marianne Bigum (MB), begge Miljøstyrelsen
Trine Henriksen (TH), DTU
Jesper Karup Pedersen (JKP) og Mikkel Kromann (MK), begge COWI

REFERENT

JKP, 20. september 2017

FORDELING

Deltagere i mødet
Sofie Dam (SD), Energistyrelsen
Ilonka Domela (ID), Københavns Kommune
Rasmus Sommer Matthiessen (RSM), Finansministeriet
Søren Nielsen (SN), Næstved Kommune
Anders Damgaard (AD), DTU
A100930

ADRESSE COWI A/S

Parallelvej 2
2800 Kongens Lyngby

TLF +45 56 40 00 00

FAX +45 56 40 99 99

WWW cowi.dk

SIDE 1/9

1 Præsentation

RH bød velkommen på vegne af Miljøstyrelsen, takke for fremmødet og gjorde opmærksom på, at repræsentanter for Københavns og Næstved kommuner, Energistyrelsen og Finansministeriet desværre havde været nødt til at melde afbud. Ilonka Domela (ID), Københavns Kommune, og Søren Nielsen (SN), Næstved Kommune, havde imidlertid på forhånd givet skriftlige kommentarer til det fremsendte udkast til Beslutningsnotat 2.

Deltagerne præsenterede kort sig selv.

2 Projektets baggrund, formål og resultater

RH gennemgik projektets baggrund, formål og resultater, idet han understregede behovet for opdateret viden i forbindelse med det igangværende arbejde ved-

rørende cirkulær økonomi, såvel i EU som i Danmark. Herudover gjorde han opmærksom på, at den afsluttende rapport vil gøre en dyd ud af at fremhæve de trufne metodiske valg, herunder forudsætninger, scenarier og datakvalitet.

RH gjorde opmærksom på, at følgegruppen er nedsat med det formål at sikre, at viden af betydning for projektets succes kommer Miljøstyrelsen og projektholdet til gavn.

RH oplyste, at udbudsnotatet vil blive udsendt til alle medlemmer af følgegruppen. Det vil ske med udsendelse af referat af første følgegruppemøde, som COWI udsender.

RH oplyste, at referaterne af de to følgegruppemøder vil blive vedlagt den endelige rapport i et særskilt bilag.

3 Organisering, faser og arbejdsform samt tidsplan

JKP gennemgik projektets organisering, fase og arbejdsform og tidsplan – og svarede på spørgsmål. Følgende blev understreget:

- > Projektet har en kort løbetid, idet endelig afrapportering finder sted først i december 2017.
- > Selv om projektet i vid udstrækning baserer sig på allerede eksisterende data, vil der være brug for indsamling og/eller opdatering af udvalgte data. I forbindelse hermed vil projektholdet inddrage enkelte medlemmer af følgegruppen.
- > Der vil være to følgegruppemøder. Det andet og sidste følgegruppemøde planlagt til midt i november (se også Afsnit 5 nedenfor) vil omhandle udkast til færdig rapport; dette vil blive udsendt til medlemmerne i ugen forinden.
- > Regneark vil blive udleveret til Miljøstyrelsen sammen med færdig rapport. De tjener som dokumentation. Med hensyn til LCA er der tale om regneark i EASETECH (EASETECH er en videreudvikling af EASEWASTE). Med hensyn til samfundsøkonomi (SØK) er der tale om et særskilt regneark i Excel; dette er forholdsvis kompliceret, og man skal have rigtigt gode Excel-kundskaber for at kunne lave egne scenarier og følsomhedsanalyser.

RH gjorde opmærksom på, at de viste slides udsendes til alle medlemmer af følgegruppen i forbindelse med udsendelse af referat af første følgegruppemøde.

4 Gennemgang af udkast til Beslutningsnotat 2

Beslutningsnotat 2 blev diskuteret afsnit for afsnit, idet fokus var på scenarier og systembeskrivelse. Nedenfor refereres diskussionen (afsnitsnumre i Beslutningsnotat 2 er indsat i parenteser).

4.1 Rapportens disposition (2)

JKP fremhævede, at de vigtigste politikspørgsmål, som ligger til grund for projektet, med fordel kan fremhæves indledningsvist.

NW nævnte, at det kan overvejes at medtage et bilag indeholdende en samlet oversigt over indsamlingsordninger, der har været under overvejelse på projektet. Hun tilføjede, at det tillige kunne overvejes i samme bilag at medtage de mest udbredte indsamlingsordninger i Danmark, herunder indsamlingsordning i Ringkøbing-Skjern Kommune og opstilling af spande, som flere husstande bruger.

Følgegruppen var enig i styregruppens anbefaling.

4.2 Scenarier og systembeskrivelse (3)

MK gav en oversigt over de foreslåede scenarier ved hjælp af nogle slides. Han understregede, at den grundlæggende ide bag scenarierne og rækkefølgen af dem er, at man ændrer på én og kun én ting, når man bevæger sig fra ét scenarie til det næste; det er befordrende for analysen og formidlingen af denne.

SEJ påpegede, at det vil være nemmere forståeligt, hvis forbrænding integreres bedre i de viste figurer (Spor 1-3).

SEJ spurgte, om NO_x- og SO-partikler også medregnes i SØK. MK svarede, at det gør de; der vil blive benyttet resultater fra LCA.

RH gjorde opmærksom på, at de viste slides udsendes til alle medlemmer af følgegruppen i forbindelse med udsendelse af referat af første følgegruppemøde.

4.3 Inddragelse af storskrald, GBP og elektronik (3.1)

NW bemærkede, at materialer som flyttes fra genbrugspladser (GBP'er) og beholdere til småt brændbart affald dér til materialebeholdere dels genererer mere hentet affald, dels sparer borgerens transportomkostning til GBP. Dette bør håndteres. Hun lod forstå, at storskrald nok er for særegent til at kunne gøres til genstand for en meningsfuld analyse.

MK svarede, at det er rigtigt, at hvis man erstatter en bringeordning for glas eller papir til GBP med en kubeordning eller en henteordning ved boligen, så vil man formentlig se en betydelig forbedring af kildesorteringseffektiviteten, dvs. færre materialer i restbeholderen og flere i materialebeholderen.

MK understregede, at ingen af de foreslåede scenarier indeholder en bringeordning af glas eller papir til GBP. Man vil evt. kunne lave en følsomhedsanalyse, som tilnærmelsesvist illustrerer forbedringen i genanvendelsesandel og meromkostningen ved kuber ift. GBP. Der vil dog være visse begrænsninger, f.eks. vil det næppe være muligt med det at gøre systematisk rede for strømme af småt brændbart fra GBP.

4.4 Basisscenarie (3.2)

På mødet var der en række kommentarer vedrørende valget af basisscenarie og også det analytiske formål med hele projektet.

MMJ spurgte, om analysen ville være specifik eller generel (dvs. tage udgangspunkt i et bestemt anlæg og opland - eller i en mere generel opsætning).

MK svarede hertil, at der er lagt op til en generel analyse med fokus på at belyse ændringer i miljøeffekt og økonomi mellem scenarierne og de enkelte skridt. Det betyder, at basisscenariet nok er mindre vigtigt end sædvanligt, da det analyse-rede spørgsmål ikke er "Hvad koster det mere/mindre at genanvende?", men snarere: "Hvordan giver de enkelte spor for genanvendelsesløsninger anledning til ændrede effekter på miljø og samfundsøkonomi?" På den baggrund vil et simpelt basisscenarie med en restbeholder samt glas- og papirkuber være nyttigt. Hvis man i højere grad ønsker at belyse "Hvad er forskellen til dagens situation?", bør man nok vælge et basisscenarie, hvor flere fraktioner indsamles til genanvendelse. Det mest hensigtsmæssige er nok at tage udgangspunkt i et meget simpelt basisscenarie som det foreslåede - og så sikre sig, at hvert nyt scenarie (eller alternativscenarie) tilføjer en ny fraktion til genanvendelse. Så betyder det mindre, at basisscenariet ikke er det mest udbredte i Danmark.

(Efterfølgende har Miljøstyrelsen truffet beslutning om, hvilke scenarier der skal medtages, jf. Bilag 1).

4.5 Håndtering glas og flasker i indsamlingen (3.3)

MB oplyste, at Miljøstyrelsen ikke har ønsket at inddrage scenarier med henteordning for glas. Baggrunden herfor er en række udmeldinger fra oparbejdere af glas og et stærkt ønske fra Miljøstyrelsen om at have fokus på kvalitet i genanvendelse. Disse påpeger, at kubeglas indeholder færre urenheder end henteglas, og at glasindsamlingen allerede i dag er meget succesfuld med kildesorteringseffektiviteter over 90%. Porcelæn nævntes som særligt problematisk, idet selv meget små mængder (f.eks. 20 g/ton) medfører, at urenhederne skal frasorteres, før glasset kan genanvendes ved omsmelting. Dette medfører lavere kvalitet af den indsamlede glas til genanvendelse.

NW gjorde i forlængelse heraf opmærksom på, at 40 kommuner i dag har henteordninger for glas. Stort set kun Vestforbrænding udnytter hele flasker, oplyste NW, mens de fleste andre sender skår til omsmelting.

SN påpegede i sine skriftlige kommentarer tilsendt forinden påpegede, at Affald-Plus ikke har problemer med at sortere glas fra maskinelt.

BK påpegede, at borgerne i Herning er glade for færre kørsler til GBS – og vil godt ha' husstandsindsamling af glas.

Der udspandt sig en længere diskussion om de ulemper, man pålægger borgeren (f.eks. i form af gåafstand til kuber) med henblik på at sikre, at borgeren ikke oversorterer. Med en henteordning er det mindre omkostningsfuldt at oversortere til glasbeholderen, og kvaliteten bliver dårligere. Det blev nævnt, at nationale sorteringsvejledninger kombineret med en forøget informationsindsats kunne være med til at forbedre kvaliteten af henteglas.

(Miljøstyrelsen har efterfølgende endeligt besluttet, at der ikke skal regnes på henteordninger for glas, jf. Bilag 1.

4.6 Håndtering papir og pap i indsamlingen (3.4)

SN påpegede i sine skriftlige kommentarer tilsendt forinden, at det er AffaldPlus' erfaring, at afsætningsprisen for pap/papir ikke er dårligere end afsætningsprisen for rent papir.

Miljøstyrelsen henviser til, at kvaliteten af de to materialer er højere, når de ikke sammenblandes, og at afsætningsprisen ikke altid er en indikator for kvalitet i genanvendelse.

4.7 Forbrændingsanlæg (4.1)

NW foreslog at benytte KARA som referenceanlæg. Dansk Affaldsforening kan være behjælpelig med at skaffe økonomidata.

Styregruppen har efterfølgende besluttet at benytte KARA som referenceanlæg.

4.8 Afsætningspriser (4.2)

NW var åben over for, at Dansk Affaldsforening kan hjælpe projektholdet med at fastlægge afsætningspriserne på blandet plast og sorterede polymerer. Hun påpegede, at der er tale om en ret vanskelig øvelse, da priserne svinger meget. COWI kontakter NW om dette.

4.9 Øvrige emner

NW spurgte til land/by opdeling samt sommerhuse. MK svarede, at udbudsmaterialet kræver opdeling mellem énfamilie- og etageboliger. Sommerhuse vil ikke blive medregnet, da disse på landsplan udgør en mindre del af affaldet.

Der blev spurgt til forslag til nye EU-direktiver for opgørelse af genanvendelsesprocenten, f.eks. at nuværende "indsamlet til genanvendelse" erstattes med "indsamlet til genanvendelse, hvor mindst X % af det indsamlede faktisk genanvendes". MK svarede, at dette projekt, ligesom Miljøprojekt nr. 1458 og dette

projekt, vil regne på andele vedrørende både "indsamlet til genanvendelse" og "faktisk genanvendt".

MK fremhævede flere gange, at tømningssfrekvenserne er afgørende for indsamlingsomkostningen. Siden denne typisk udgør omkring $\frac{3}{4}$ af den samlede affaldshåndteringsomkostning, så vil forskelle i tømningssfrekvenser mellem scenarierne have meget stor betydning for det samfundsøkonomiske resultat. Dette var også tilfældet i Miljøprojekt nr. 1458.

Der blev spurgt til valget af 33 tømninger for rest/bio beholderen i de præsenterede scenarier. MK svarede, at antagelsen er begrundet i 14-dages tømning hele året suppleret med ugetømning i 7 sommeruger. Dette er baseret på observationer af 10 fynske kommuner, hvor 30-35 tømninger var en typisk observation.

5. Evt.

JS mindede om den kritik, der blev fremsat fra økonomisk hold, af Miljøprojekt nr. 1458 (2013). Ud over valget af 52 tømninger i basisscenariet og 26 i alternativscenarierne, gik den på den manglende inddragelse af tidsværdier. Han gjorde opmærksom på, at en farbar vej i dette projekt kan være at inddrage tidsværdier ved hjælp af følsomhedsanalyser.

MK sagde hertil, at der på projektet vil blive lavet et samfundsøkonomisk metodenotat, som beskriver overvejelserne om tidsværdier, skatteforvridning, tilbageløb m.m. og redegør for den valgte metode. Han foreslog, at Skatteministeriet inddrages i en dialog om dette metodenotat.

JS hilste forslaget velkomment.

SEJ opfordrede til at adskille genanvendelse og serviceniveau. Herudover oplyste han, at DI interesserer sig for, hvordan projektet håndterer plast-kvaliteter, dvs. sortering i forskellige polymerer og deres salgspris. MK svarede, at Miljøprojekt nr. 1458 havde benyttet en vægtet gennemsnitspris for forskellige polymerer, og at denne gennemsnitspris i dette projekt tillige vil inddrage både polymertype og sorteringskvalitet.

Det blev aftalt, at andet og sidste følgegruppemøde afholdes tirsdag d. 14. november, kl. 13-16, i Miljøstyrelsen (Haraldsgade 53, 2100 København Ø).

Bilag 1 Scenarier, Oversigt

Scenarierne fremgår af Figur 1 nedenfor.

I scenarierne anvendes betegnelserne "lavteknologisk" og "højteknologisk" sortering. De dækker over følgende:

- > Lavteknologisk sortering foregår med traditionelt sorteringsudstyr, der ikke omfatter anvendelse af avanceret NIR-separatorer, som er i stand til at detektere og udsortere forskellige typer plast, papir og pap samt glas i en meget ren form (NIR er en forkortelse for "Nær Infra Rød").

På et lavteknologisk sorteringsanlæg kan kun udsorteres:

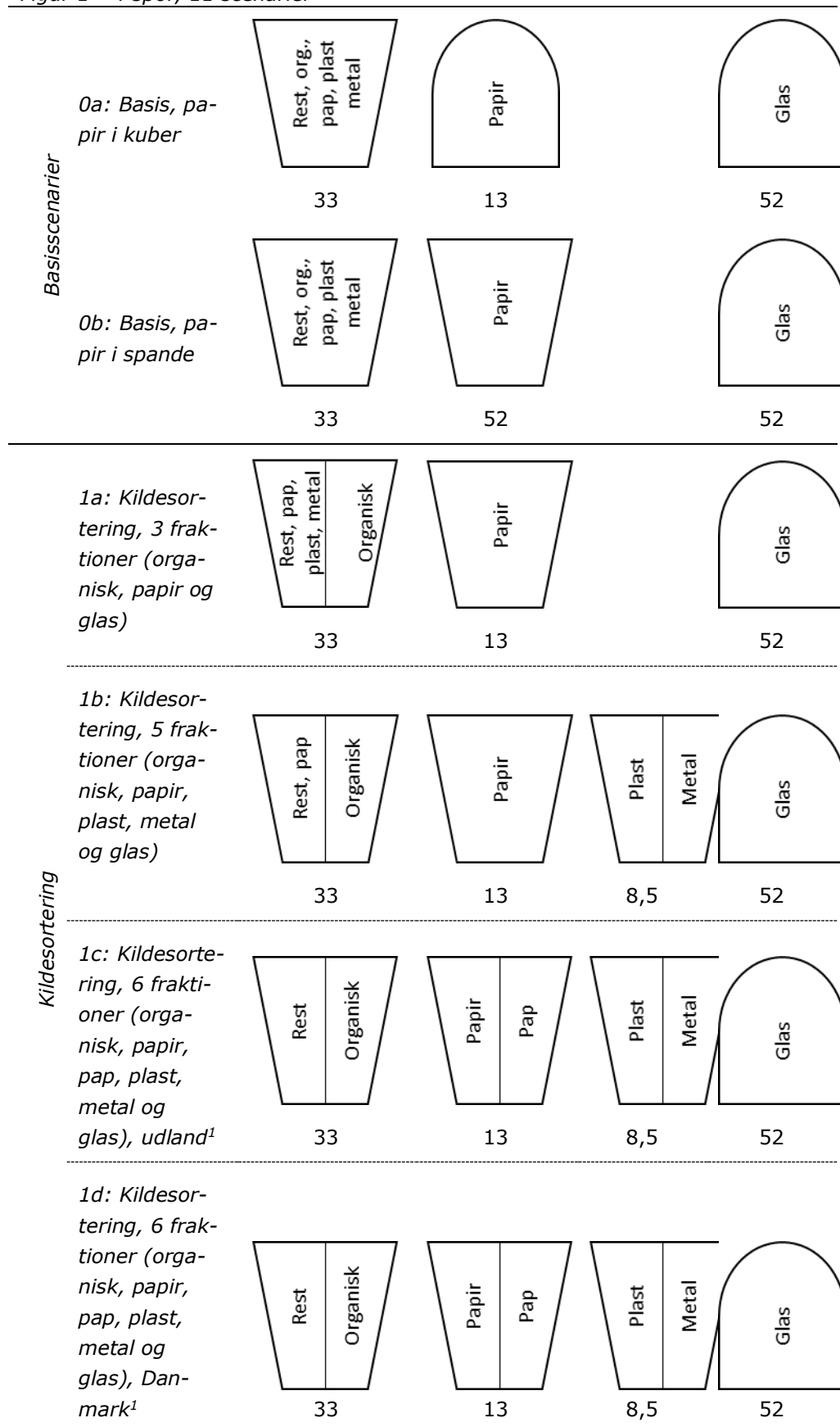
- > metaller i magnetisk jern og ikke magnetisk jern (f.eks. aluminium);
- > lette og tunge samt flade og runde materialer (f.eks. plastdunke, plastfolie og glas/flasker).

- > Højteknologisk sortering foregår med både traditionelt og avanceret sorteringsudstyr, herunder NIR-separatorer.

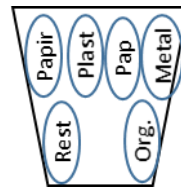
På et højteknologisk sorteringsanlæg kan udsorteres:

- > metaller i magnetisk jern og ikke magnetisk jern (f.eks. aluminium);
- > plastfolie og hård plast;
- > forskellige plastpolymerer som PE, PP og PET;
- > papir, pap og karton, herunder også drikkekarton;
- > glas.

Figur 1 4 spor, 11 scenarier



1e: Kildesortering, 6 fraktioner, poseanlæg og højteknologisk posesorteringsanlæg



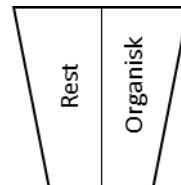
33



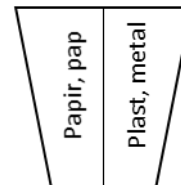
52

Kildeopdeling (lavteknologisk)

2a: Kildeopdeling med glaskuber, lavteknologisk sortering



33



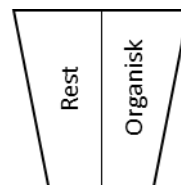
13



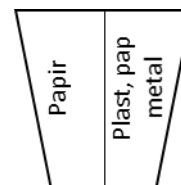
52

Kildeopdeling (højteknologisk)

3a: Kildeopdelt med glaskuber, højteknologisk sortering



33

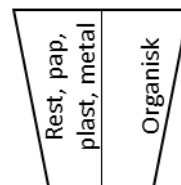


13

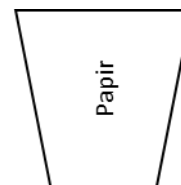


52

3b: Kildeopdelt, højteknologisk restsorteringsanlæg



33

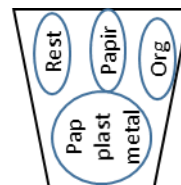


13



52

3c: Kildesorteret med poseanlæg og højteknologisk posesorteringsanlæg



33



52

Note: 1) Scenarierne 1c og 1d adskiller sig ene og alene ved, hvor den efterfølgende finsortering finder sted. I udlandet eller i Danmark?

MØDEREFERAT

TITEL

Andet følgegruppemøde vedr. projektet "Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af øget genanvendelse af husholdningsaffald"

DATO

14. november 2017

STED

Miljøstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

DELTAGERE

Sofie Dam (SD), Energistyrelsen
Ilonka Domela (ID), Københavns Kommune
Jan Graversen (JG), Miljø og Fødevareministeriet
Marianne Munch Jensen (MMJ), Affalds- og Resurseindustrien
Svend Erik Jepsen (SEJ), DI
Bjarne Kallesøe (BK), Herning Kommune
Søren Nielsen (SN), Næstved Kommune
Robert Heidemann (RH) og Jesper Skovby Jørgensen (JSJ), begge Miljøstyrelsen
Anders Damgaard (AD) og Trine Henriksen (TH), begge DTU
Jesper Karup Pedersen (JKP) og Mikkel Kromann (MK), begge COWI
JKP, 20. november 2017
Deltagere i mødet – samt nedenstående, fra hvem der var afbud:
Rasmus Sommer Matthiessen (RSM), Finansministeriet
Johan Suenson (JS), Skatteministeriet
Nana Winkler (NW), Dansk Affaldsforening
A100930

REFERENT

FORDELING

PROJEKTNR

ADRESSE COWI A/S

Parallelvej 2
2800 Kongens Lyngby

TLF +45 56 40 00 00

FAX +45 56 40 99 99

WWW cowi.dk

SIDE 1/5

1 Velkommen og formål med mødet

RH bød velkommen på vegne af Miljøstyrelsen, takkede for fremmødet og gjorde opmærksom på, at repræsentanter for Dansk Affaldsforening, Skatteministeriet og Finansministeriet desværre havde været nødt til at melde afbud.

RH bemærkede, at Rapportudkast 3 var udsendt 9. november d.å. til medlemmerne af følgegruppen med samt forslag til dagsorden. Forslaget til dagsorden blev godkendt.

RH understregede, at formålet med mødet var at diskutere og komme med kommentarer til det udsendte Rapportudkast 3. JKP gjorde i denne forbindelse opmærksom på, at følsomhedsanalyser og enkelte bilag udestår.

Deltagerne præsenterede kort sig selv.

Flere af deltagerne fremhævede og beklagede, at der havde været for lidt tid til grundigt at gennemgå Rapportudkast 3.

2 Godkendelse af referat af første følgegruppemøde

Referatet af første følgegruppemøde blev godkendt uden bemærkninger.

3 Resultater, LCA

AD præsenterede analyserammen, herunder de tre spor og de tilhørende scenarier (eller indsamlingsordninger), og, ikke mindst, resultaterne af LCA-analysen.

Analyserammen blev diskuteret og især uddybet. AD og MK fremhævede, at de tre spor og de tilhørende scenarier er konstrueret på en måde, så indsamlingsordninger går fra minimumsløsninger til henholdsvis kildesorterings- og kildeopdelingsløsninger. En given kommune kan finde det scenarie, der passer bedst på den eksisterende indsamlings ordning i kommune og så se på, hvad ændringer i denne har af betydning, både for miljøet og samfundsøkonomien.

SEJ spurgte, hvor robuste resultaterne af LCA-analysen er, herunder hvor stor usikkerheden er. AD svarede, at der vil blive lavet følsomhedsanalyser. Herudover fremhævede han, at restsorteringsscenarioet (Scenarie 3B) er behæftet med stor usikkerhed på grund af materialernes tvivlsomme kvalitet. Denne afhænger af graden af udsortering af organisk fraktion hos borgeren.

BK gjorde opmærksom på, at erfaringen fra Herning Kommune er, at kildeopdeling i husholdningerne er mere effektiv (giver nogle højere sorteringsgrader) end kildesortering. Der var enighed om, at dette kan medtages i LCA-analysen.

SN oplyste, at indsamling af papir og pap sammen ikke har nogen nævneværdig indflydelse på kvaliteten.

SEJ henledte opmærksomheden på kvaliteten af materialerne fra restsorteringsanlæg. I den forbindelse slog han til lyd for, at den endelige rapport indeholder en begrundelse for valg af priser, der varierer med kvaliteten. JKP gjorde opmærksom på, at den endelige rapport vil indeholde alle foretagne antagelse og forudsætninger, og at de vigtigste af disse vil blive begrundet. Han understregede, at COWI/DTU er tilhængere af fuld åbenhed om nærværende projekt.

I forlængelse heraf oplyste JKP, at Excel-filer og data anvendt i forbindelse med, ikke kun LCA-analysen, men også den samfundsøkonomiske analyse (SØK-analysen) vil blive leveret til Miljøstyrelsen.

4 Resultater, SØK

MK præsenterede resultaterne af SØK-analysen, idet han fokuserede på de vigtigste konklusioner. Han fremhævede tre konklusioner (eller observationspunkter), nemlig: 1) der er kun små forskelle mellem de udvalgte scenarier, når der ses på samfundsøkonomien; 2) følgelig kan forskelle i serviceniveau, forstået som forskelle i borgernes tidsforbrug, arealanvendelse og måske tillige tømningsfrekvens, have stor betydning i SØK-analysen; og 3) tab af kontrol med genanvendelsen i forbindelse med kildesortering er et vigtigt observationspunkt i SØK-analysen, hvis geografiske afgrænsning er national og ikke international, som tilfældet er i LCA-analysen (ikke mindst fordi det øver indflydelse på borgernes nytte). Diskussionen handlede især om de to sidstnævnte konklusioner.

MK gjorde opmærksom på, at borgernes tidsforbrug modsvarer af borgernes nytte ved den eksisterende indsamlingsordning, og at det er vigtigt at medtænke denne i SØK-analysen. JKP supplerede med at sige, at dette er nyt i forhold til Miljøprojekt Nr. 1458.

Der var enighed om, at det kun er godt, hvis rapporten som noget nyt fremhæver serviceniveauets betydning. BK, ID og SN gav alle udtryk for, at serviceniveauet er noget af det, der diskuteres allermest af politikerne. Flere af deltagerne slog endvidere til lyd for, at rapporten klart specificerer og definerer, hvad der menes med serviceniveau. Endelig var der enighed om, at den anførte tidsværdi på 1,6 kr./minut (s. 54) meget let kan opfattes som en pris, der faktisk indgår i den samfundsøkonomiske beregning. Dette er ikke tilfældet, hvorfor denne værdi ikke skal stå i resultatafsnittet, og det skal fremgå mere klart, hvorfor den overhovedet nævnes.

BK og også SN nævnte, at mange borgere sorterer, fordi de skal, og ikke fordi de har en særlig nytte herved. Samtidig gav de udtryk for, at det vigtigt at kunne fortælle borgerne, at det giver såvel miljømæssig som samfundsøkonomisk god mening at foretage kildesortering eller -opdeling. ID nævnte, at Københavns Kommune tæller ton og måske nok går mere op i mængder end i miljøvurderinger og samfundsøkonomiske analyser ud fra et ønske om at leve op til EU's krav om mængder til genanvendelse. Hun tilføjede, at tvetydige krav (f.eks. krav om indsamlede og ikke faktisk genanvendte mængder) er en udfordring.

Konklusionen vedrørende tab af kontrol med genanvendelsen i forbindelse med kildesortering var genstand for en længere diskussion. Navnlig blev det diskuteret, hvorvidt kommunerne mister kontrol med genanvendelsen, når de sender affaldet til udenlandske sorteringsanlæg. SD, SEJ og MMJ rejste tvivl om rigtig-

heden heraf og gav samtidig udtryk for, at denne konklusion ikke sig træffe på grundlag af den i Rapportudkast 3 foreliggende analyse, både LCA-analysen og SØK-analysen. BK mente omvendt, at kommunerne rigtignok mister kontrol, når de sender affald til udlandet; usikkerheden om, hvor plast ender, blev nævnt. Der var enighed om, at eventuelt tab af kontrol med genanvendelsen i forbindelse med kildesortering ikke er en selvstændig konklusion, men kan medtage som et observationspunkt, idet fokus skal være på kvalitet i genanvendelsen.

BK, SEJ og SN mente ikke, at det var relevant for rapporten at komme ind på spørgsmålet om offentligt eller privat ejerskab til anlæg, eller OPP. RH var enig i, at dette tema ikke lå i opdraget.

RH efterspurgte et afsnit om budgetøkonomi. MK oplyste, at det kommer der.

SD spurgte til beregningen af varmeprisen. Varmeprisen tager (som i Miljøprojekt Nr. 1458) afsæt i områder med store centrale kraftvarmeværker, da forbrændingsanlægget og oplandet er så stort, at det er naturligt, at der også vil være et centralt kraftvarmeværk i oplandet. Prisen er 50 kr./GJ (kilden hertil er rapport fra Energistyrelsen, jf. Rapportudkast 3).

5 Resultater, Diskussion

Der var enighed om, at analyserammen præsenteres på en let forståelig måde i Kapitel 2 og også om, at afrapporteringen af resultaterne i kapitlerne 5 og 6 er klar. Flere af deltagerne understregede vigtigheden af, at kapitlerne 3 og 4 klart fremhæver de kritiske forudsætninger og også de valg, der er truffet, herunder tilhørende begrænsninger. AD, MK og JKP erklærede sig fuldt ud enige heri.

JG fremhævede, at det er vigtigt at understrege, der er tale om et øjebliksbillede.

Endvidere gav deltagerne udtryk for følgende:

- > Sammenhængen mellem LCA-analysen og SØK-analysen kan muligvis tydeliggøres endnu mere (hvordan indgår LCA-analysen i SØK-analysen? – og: hvilke data fra LCA-analysen bruges i SØK-analysen?);
- > Indledningsvist i LCA-analysen kan der med fordel henvises til de øvrige påvirkningskategorier, som er nævnt i et bilag (og ikke kun klimaændringer);
- > I SØK-analysen kan det overvejes at gøre opmærksom på, hvad der ikke medtages, herunder mulig teknologisk udviklinger;
- > Overalt i rapporten skal der henvises tydeligt til figurnumre;

- > Det er vigtigt, at rapporten, om ikke andet sted, så i sammenfatningen, gør rede for de anvendte metoder, vigtigste resultater og hovedkonklusioner på en måde, så medlemmerne af følgegruppen let kan bære den videre til beslutningstagere.

Der var enighed om, at sammenfatningen skal gøres så let forståelig som mulig. Og også om, at figur- og tabeltekster skal vies særlig opmærksomhed, idet mange læser figurer og tabeller (ud over sammenfatningen).

SD, ID, BK og SEJ gav udtryk for tilfredshed med rapporten. Det blev fremført, at den kan give anledning til gode diskussioner.

6 Næste skridt

Revideret tidsplan udsendes til følgegruppen, så snart den er på plads, sammen med nærværende referat til kommentering og efterfølgende godkendelse af følgegruppens medlemmer.

Færdigt udkast til rapport udsendes inden udgangen af 2017. Medlemmer af følgegruppen vil blive anmodet om at komme med kommentarer til en indledende sammenfatning og Kapitel 7 under anvendelse af et særligt udarbejdet kommenteringsark.

Miljøstyrelsen vil sikre, at medlemmerne får behørig tid hertil.

7 Evt.

Intet.

MØDEREFERAT

TITEL

Tredje følgegruppemøde vedr. projektet Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af øget genanvendelse af husholdningsaffald"

DATO

21 august 2018

STED

Miljøstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

DELTAGERE

Marianne Munk Jensen (MMJ), Affalds- og Resurseindustrien, DI
Nanna Winkler (NW), Dansk Affaldsforening
Laura Kjær (LK) og Louise Brix (LB), begge Energistyrelsen
Bjarne Kallesøe (BK), Herning Kommune
Ilonka Domela (ID), Københavns Kommune
Søren Nielsen (SN), Næstved Kommune
Katrine Kaspersen (KK), Skatteministeriet
Camilla Bjerg Pedersen (CBP) og Mogens Rasmussen (MR), Vestforbrænding
Mathias Nylandsted Benediktson (MNB) og Mathias Vrå Hjort (MVH), begge Miljøstyrelsen
Anders Damgaard (AD), DTU Miljø
Mikkel Kromann (MIKR) og Jesper Karup Pedersen (JKP), begge COWI
MIKR og JKP, COWI, 4. september 2018
Deltagere i mødet – samt nedenstående, fra hvem der var afbud:
Svend Erik Jepsen (SEJ)
A100930

REFERENT

FORDELING

PROJEKTNR

ADRESSE COWI A/S

Parallelvej 2
2800 Kongens Lyngby

TLF +45 56 40 00 00

FAX +45 56 40 99 99

WWW cowi.dk

SIDE 1/6

1 Velkommen og formål med mødet

MVH bød velkommen på vegne af Miljøstyrelsen og takkede for fremmødet. Han understregede hovedformålet med mødet – at få kommentarer til udkastet til Sammenfatning, der, ligesom den færdige rapport, blev udsendt 10. august d.å.

2 Godkendelse af referat af andet følgegruppemøde

Referatet af andet følgegruppemøde blev godkendt uden bemærkninger.

3 Færdig rapport, Orientering

JKP orienterede om processen vedrørende rapportens færdiggørelse, herunder separate møder og diskussioner med henholdsvis Energistyrelsen, Skattemini-

steriet og Vestforbrænding om udvalgte aspekter. Han understregede, at disse møder og diskussioner efter COWI's vurdering har været yderst nyttige.

JKP understregede, at det endelige ansvar for rapporten og den deri indeholdte analyse påhviler COWI og DTU. Samtidig rettede han en tak til alle, der har bidraget til rapporten på forskellig vis, heriblandt medlemmer af følgegruppen.

4 Sammenfatning, Kommentarer og diskussion

Kommentarer og diskussion omhandlede den foretagne livscyklusvurdering henholdsvis den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering.

Afslutningsvis fandt der en afrunding sted.

Livscyklusvurdering

LB spurgte til overflytningen af vådt affald fra forbrænding til biogas. Hvortil AD og MIKR svarede, at rapporten ikke omhandler en sådan overflytning og konsekvenserne heraf, men at det kan belyses ved hjælp af en energimodel (f.eks. TIMES-DK).

KK spurgte til bioforgasning af gylle. AD oplyste, at det er forudsat, at konsekvenserne af øget bioforgasning af husholdningsaffald ikke har konsekvenser for graden af bioforgasning af gylle. Hvorpå, KK spurgte til brugen af tørstof i biogas til at supplere biogas fra gylle og om mulige synergieffekter. AD svarede, at emner ikke er belyst i rapporten. Fokus i analysen har været på fosfor, som kommer fra spildevandssektoren.

NW foreslog, at det gøres klarere i Sammenfatningen eller selve rapporten, hvilke forudsætninger der er gjort vedrørende genanvendelse af plast i beregningerne (f.eks. bør det nævnes, at effektivitet er medregnet). AD lovede at se herpå.

NW efterlyste en perspektivering af biogas i forhold til bl.a. energisystemet. MIKR svarede, at en sådan perspektivering og tilhørende analyse er meget interessant, ikke mindst fordi den efter COWI's mening kan hjælpe til med at gøre den grønne omstilling af energisystemet billigere og nemmere. Det har imidlertid ikke været en del af den i rapporten foretagne analyse.

NW efterlyste en præsentation af resultaterne, så man kunne se effekten per ton/kg-materiale. AD oplyste, at dette allerede er gjort i Bilag 6, men også at han vil ændre herved, så man lettere kan se CO₂-tallene direkte (de er p.t. opgivet i personækvivalenter).

Samfundsøkonomiske konsekvensvurdering

NW bad om en uddybning af antagelsen vedrørende dimensioneringen af forbrændingsanlæg og brændværdi i overensstemmelse med barmarksantagelsen. MIKR svarede, at rapporten indeholder en uddybning heraf. I Afsnit 6.1.4 og Bilag 5 redegøres for fastsættelsen af de samfundsøkonomiske omkostningerne ved forbrænding. Det er forudsat, at de samfundsøkonomiske omkostninger ved affaldsforbrænding udgør et vægtet gennemsnit mellem en gennemsnitsomkostning i kr/ton og kr/GJ. Heraf følger, at den samfundsøkonomiske omkostning målt i kr/GJ falder, når affaldets brændværdi stiger. MIKR understregede, at den foretagne analyse således antager, at anlæggene skal dimensioneres efter affaldets forventede brændværdi. Og tilføjede, at denne antagelse bliver endog mere realistisk, fordi hele den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering hviler på en antagelse om barmarksanlæg. Hvis affaldssektoren på forhånd ved, at for eksempel vådt affald i stigende grad vil blive biobehandlet, så kunne en konsekvens heraf være, at nye forbrændingsanlæg dimensioneres til en gradvist højere gennemsnitlig brændværdi. Udviklingen i brændværdien vil således påvirke både dimensioneringen og de heraf følgende samfundsøkonomiske omkostninger, hvilket netop er formålet med den foretagne antagelse vedrørende dimensioneringen af forbrændingsanlæg og brændværdi.

Flere af deltagerne i mødet kom med bemærkninger til de to figurer i Sammenfatningen. Nogle foreslog, at de ændres lidt, så deres layout er helt ens. Andre, at Figur 0.1 får en note, der forklarer de sorte linjer i figuren (intervaller på baggrund af følsomhedsanalysen). Atter andre, at der laves én sammenlignende figur. SN foreslog, at scenarierne i Spor 0 og måske også Scenarie 1a får en anden farve (f.eks. rød) for på den måde at understrege, at disse næppe opfylder EU's målsætninger for genanvendelse; der var bred enighed herom. AD, MIKR og JKP lovede at se på de to figurer på baggrund af kommentarerne.

CBP spurgte om antallet af poser i forbindelse med posesortering og anden sortering. AD og MIKR lovede at se herpå og klargøre dette i rapporten.

CBP bad om at få oplyst, hvad spildet på 5% i forbindelse med posesorteringen dækker over, og hvad det baserer sig på. MIKR oplyste, at der er tale om et samlet skøn for spildet, og at spildet omfatter alt, ikke kun spild på grund af forringet kvalitet, men også på grund af fejlsortering og andet. Der er tale om et skøn foretaget af COWI på grundlag af eksisterende teknologier og viden.

NW bad om, at "rent pap" erstattes med "udsorteret pap". MIKR lovede det vil ske.

Flere af deltagerne foreslog, at det i det afsluttende afsnit vedrørende forbehold nævnes, at den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering ikke medtager gevinster ved miljøeffekter i udlandet af øget genanvendelse, idet den er foretaget i henhold til Finansministeriets vejledning. Der var bred enighed herom.

BK foreslog, at det, ligeledes i det afsluttende afsnit vedrørende forbehold, nævnes, at analysen baserer sig på eksisterende teknologier, ikke kun eksisterende varmeteknologier, også eksisterende sorteringsteknologier. Det er vigtigt, fordi den teknologiske udvikling, der foregår med stor hast i disse år (f.eks. robotsortering), med stor sandsynlighed vil ændre ved analysens resultater, både livscyklusvurderingen og den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering. Der var bred enighed herom.

Der udspandt sig en længere diskussion om nytte/disnytte for borgerne ved de forskellige indsamlingsordninger og Sammenfatningens afsnit herom.

ID stillede spørgsmål ved, om det overhovedet er nødvendigt at medtage dette forhold i en samfundsøkonomisk konsekvensvurdering og dermed forsøge at kvantificere det, nok så meget ud fra en tvivl om, hvorvidt det er muligt at sætte tal på nytte henholdsvis disnytte.

SN fremhævede, at affald er et forsyningsområde, som handler om at yde en bortskaffelsesservice. Politikerne giver via affaldssystemet borgerne en mulighed for, at bortskaffelsen kan ske på mere eller mindre miljømæssigt fornuftig vis, og disse muligheder modtages ofte positivt af borgerne. Når kommunerne laver affaldsplaner ser de på miljø, økonomi og serviceniveau. Det sidste har at gøre med nytte/disnytte, der, groft sagt, afregnes i stemmer hvert fjerde år. Borgernes præferencer er vigtige, og de kan med fordel medtages i en samfundsøkonomisk konsekvensvurdering.

MMJ gav udtryk for, at en samfundsøkonomisk konsekvensvurdering kan risikere at blive meget abstrakt, hvis alt skal med. Er det ikke mere konstruktivt, at affaldsselskabet spørger borgerne ad i stedet for at kvantificere nytte/disnytte i en samfundsøkonomisk konsekvensvurdering?

MR nævnte, at Vestforbrænding ser på de samme tre emner som fremhævet af SN (miljø, økonomi og serviceniveau), og tilføjede, at udbredelsen af frivillige ordninger i forbindelse med indsamlingen af affald viser, at borgerne gerne sorterer. Det kan være interessant at få sat tal på borgernes nytte/disnytte.

BK gjorde gældende, at der er god mening i at prøve at sætte tal på følelser. Det er vigtigt at finde ud af, hvad borgerne tænker, og at tage det med i en samfundsøkonomisk konsekvensvurdering. Han fremhævede, at politikere og embedsmænd, bevidst eller ubevidst, sætter tal på, hvad borgerne tænker, idet de som nævnt af SN tager hensyn til borgernes præferencer.

NW nævnte, at diskussionen i Bilag 5 vedrørende nytte/disnytte for borgerne er vanskeligt tilgængelig og teoretisk, men at det er fornuftigt at nævne emnet i Sammenfatningen og fremhæve, at der ikke er regnet herpå i rapporten. Hun nævnte også, at det bør gøres i kommende samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger på affaldsområdet.

KK gav udtryk for synspunkt, at det tidsforbrug, som en given regulering, direkte eller indirekte, pålægger borgerne bør inkluderes i den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering som en samfundsøkonomisk omkostning. Hun understregede samtidig, at disnyttten ikke kun handler om tidsforbrug, men også om areal, således som det også er nævnt i rapportens Bilag 5. Endelig nævnte hun, at disnyttten i form af tidsforbrug og areal sandsynligvis lader sig mere objektivt belyse end den eventuelle nytte for borgerne ved en given indsamlingsordning.

Deltagerne var enige om, at det er godt rapporten nævner nytte/disnytte som en vigtig beslutningsparameter i forbindelse med bestræbelserne på at finde frem til den mest hensigtsmæssige indsamlingsordning i kommunerne. Deltagerne var ligeledes enige om, at der for nærværende er væsentlige metodiske udfordringer knyttet til en værdisætning af nytte/disnytte for borgerne ved forskellige indsamlingsordninger, hvilket, som også nævnt i rapporten, kalder på fremtidige studier af husholdningernes adfærd og præferencer i forbindelse med affaldssortering. I hvilken udstrækning det vil være muligt at kvantificere nytte/disnytte og dermed inddrage dette forhold i den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering, må disse fremtidige studier vise.

Afrunding

CBP spurgte afslutningsvis, hvad rapporten kan bruges til, når der er så mange forbehold og ikke-medtagne effekter (f.eks. miljøeffekter i udlandet og nytte/disnytte for borgerne), som kan trække resultaterne i mange retninger. Flere af deltagerne kom med bud på et svar. Deltagerne enedes om, at rapporten kan understøtte arbejdet med en ny affaldsplan, og at den tillige, i et vist omfang, vil kunne tjene som inspiration til kommuner og affaldsselskaber, når de skal vælge mellem forskellige indsamlingsordninger. Hvad det sidste angår, var der enighed om, at den med sin opbygning med spor og scenarier, sine klare antagelser og sine mange data betegner en brugbar opdatering af Miljøprojekt nr. 1458 fra 2013.

SN tilføjede, at det efter hans mening vil være muligt at bruge dens resultater i forbindelse med bestræbelserne på at sikre en øget genanvendelse af husholdningsaffaldet i kommunerne. Han beklagede kun, den ikke var tilgængelig, da han og hans kolleger udarbejdede en affaldsplan tidligere på året.

5 Evt.

LB spurgte, om det vil være muligt at komme med en enkelt, helt klar konklusion i Sammenfatning (f.eks. en konklusion om, at der ikke er stor forskel på de ambitiøse scenarier, scenarierne 1a-3b, uanset om man ser på klimaeffekter eller samfundsøkonomiske omkostninger). Alle deltagere var enige heri.

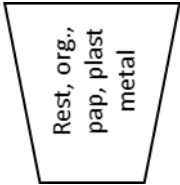
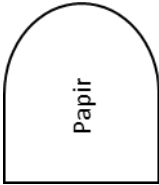

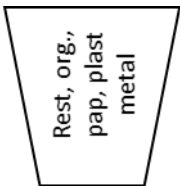
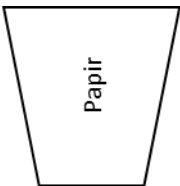

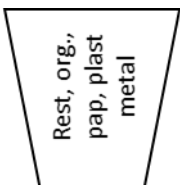
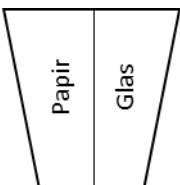
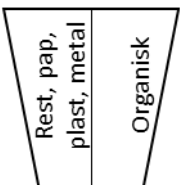
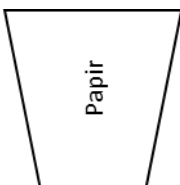
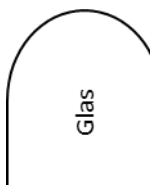
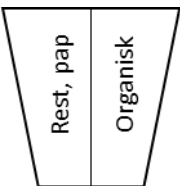
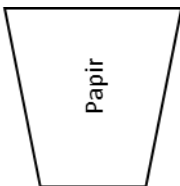
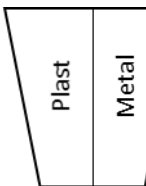
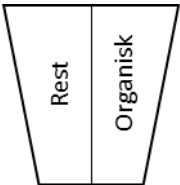
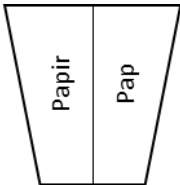
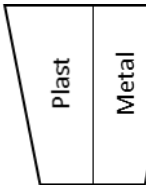
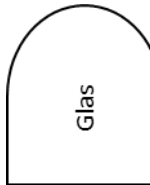
JKP takkede for de mange, konstruktive kommentarer og lovede, at Sammenfatningen vil blive revideret under hensyntagen til disse.

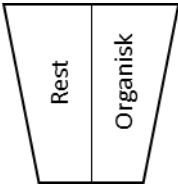
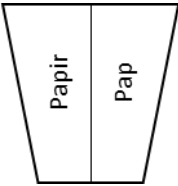
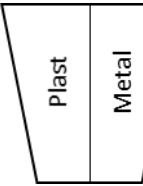

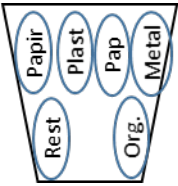

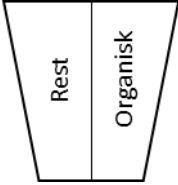
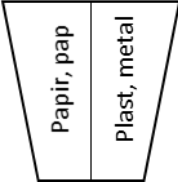

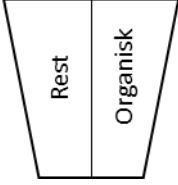
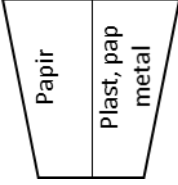

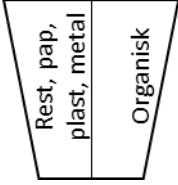
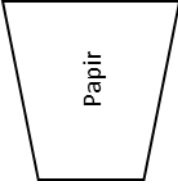

MVH og MNB oplyste, at referatet af mødet vil blive rundsendt til alle deltagere til kommentering. Den endelige version vil indgå i rapporten.

Sidst, men ikke mindst takkede MVH og MNB på vegne af Miljøstyrelsen følgegruppens medlemmer for deres vægtige bidrag til projektet, fra start til slut, på møderne og mellem møderne. De udtrykte håb om, at den gode og konstruktive dialog vil fortsætte i de kommende år, så Danmark kan gøre yderligere fremskridt på affaldsområdet.

Bilag 4. Scenarier, Oversigt

Tabel B4-1 Indsamlingsmateriel i de 11 scenarier¹

0. Minimumssporet	0a: Minimum, papir i kuber			
		33	52	52
	0b: Minimum, papir i spande			
		33	13	52
	0c: Minimum, papir og glas i to-kammer-spand			
		33	13	
1a: Kildesortering, 3 fraktioner				
		33	13	52
	1b: Kildesortering, 5 fraktioner			
1c: Kildesortering, 6 fraktioner, udland ²				
		33	13	8,5
				
				52

1d: Kildesortering, 6 fraktioner, Danmark ²					
		33	13	8,5	52
1e: Poseanlæg, 6 fraktioner					
		33			52
1. Grovsorteringsskema	2a: Grovsorteringsanlæg (lavteknologisk)				
		33	13		52
2. Finsorteringsskema	3a: Finsorteringsanlæg (højteknologisk)				
		33	13		52
	3b: Restsorteringsanlæg (højteknologisk)				
		33	13		52

Note: 1) En lodret streg gennem figuren for affaldsbeholder angiver at der er tale om en to-kammer-spand. Tallet under figuren for affaldsbeholderen angiver det årlige antal tømninger. 2) Scenarierne 1c og 1d adskiller sig ene og alene ved, hvor finsorteringen finder sted. I udlandet eller i Danmark?

Tabel B4-2 Beholdervalg og tømningfrekvenser (tømningfrekvenser anført i parentes, opgjort som antal uger mellem hver tømning)¹

	Enfamilieboliger	Etageboliger (ugetømning)
0a: Minimum, papir i kuber	Glas: Kuber Papir: Kuber Øvr.: 240L (2) ²	Glas: Kuber Papir: Kuber Rest: 660L
0b: Minimum, papir i spande	Glas: Kuber Papir: 190L (8) Rest: 240L (2) ²	Glas: Kuber Papir: 660L Rest: 660L
0c: Minimum, papir og glas i to-kammer-spand	Papir: 240L-k1 (8) Glas: 240L-k2 (8) Rest: 240L (2) ²	Papir og glas: 660 L Rest: 660L
1a: Kildesortering, 3 fraktioner	Glas: Kuber Papir: 190L (8) Org. 240L-k1 (2) ² Rest: 240L-k2 (2) ²	Glas: Kuber Papir: 660L Org. 400L Rest: 660L
1b: Kildesortering, 5 fraktioner	Glas: Kuber Papir: 190L (8) Plast: 240L-k1 (8) Metal: 240L-k2 (8) Org. 240L-k1 (2) ² Rest: 240L-k2 (2) ²	Glas: Kuber Papir: 660L Org. 400L Rest: 660L
1c: Kildesortering, 6 fraktioner, udland ²	Glas: Kuber Papir: 240L-k1 (8) Pap: 240L-k2 (8) Plast: 240L-k1 (8) Metal: 240L-k2 (8) Org. 240L-k1 (2) ² Rest: 240L-k2 (2) ²	Glas: Kuber Papir: 660L Pap: 660L Plast: 660L Metal: 660L Org. 660L Rest: 660L
1d: Kildesortering, 6 fraktioner, Danmark ²		
1e: Poseanlæg, 6 fraktioner	Glas: Kuber Poser: 370L (2) ²	Glas: Kuber Poser: 660L
2a: Grovsorteringsanlæg (lavteknologisk)	Glas: Kuber Papir/pap: 370L-k1 (6) Plast/metal: 370L-k2 (6) Org. 240L-k1 (2) ² Rest: 240L-k2 (2) ²	Glas: Kuber Papir/pap: 660L Plast/metal: 660L Org. 400L Rest: 660L
3a: Finsorteringsanlæg (højteknologisk)	Glas: Kuber Papir: 370L-k1 (6) Pap/plast/metal: 370L-k2 (6) Org. 240L-k1 (2) ² Rest: 240L-k2 (2) ²	Glas: Kuber Papir: 660L Pap/plast/metal: 660L Org. 400L Rest: 660L
3b: Restsorteringsanlæg (højteknologisk)	Glas: Kuber Papir: 190L (8) Org. 240L-k1 (2) ² Rest: 240L-k2 (2) ²	Glas: Kuber Papir: 660L Org. 400L Rest: 660L

Noter: 1) Forkortelserne 190L, 240L, 370L, 400L og 600L angiver beholdernes volumener i liter. -k1 og -k2 angiver første og andet kammer i en beholder. 400L og 660L er 4-hjulede minicontainere, resten er 2-hjulede. 2) For restaffald er det forudsat, at der i 16 sommeruger tømmes hver uge i stedet for hver anden, så det samlede antal tømninger på et år er 33. Se Afsnit 2.1 for beskrivelse af fraktionerne.

Kilde: COWI skøn.

Tabel B4-3 Scenarier – og fraktionernes behandling og behandlingssted

	Glas	Papir	Rest	Organ-isk	Plast	Metal	Pap
0a: Minimum, papir i kuber	Oparbejdes i DK	Oparbejdes i udland	Forbrændes i DK	Forbrændes i DK	Forbrændes i DK	Forbrændes i DK	Forbrændes i DK
0b: Minimum papir i spande				Pulpes og bioforgasses i DK	Oparbejdes i udland	Oparbejdes i udland	Oparbejdes i udland
0c: Minimum, papir og glas i to-kammer-spand							
1a: Kildesortering, 3 fraktioner							
1b: Kildesortering, 5 fraktioner							
1c: Kildesortering, 6 fraktioner, udland							
1d: Kildesortering, 6 fraktioner, Danmark							
1e: Poseanlæg, 6 fraktioner							
2a: Grovsorteringsanlæg							
3a: Finsorteringsanlæg							
0a: Minimum, papir i kuber							

Bilag 5. Metodenotat, SØK

B5.1 Formål og baggrund

Formålet med dette notat er at beskrive en række detaljer i de metodemæssige valg i Miljøstyrelsens projekt om samfundsøkonomisk konsekvensvurdering af øget genanvendelse af husholdningsaffald.

B5.2 Markedsforvridning og offentlige finanser

I dette afsnit præsenteres et eksempel på en beregning af forvridning og effekten på de offentlige finanser af et tænkt tiltag i affaldssektoren. Beregningen har 3 dele: (i) Tiltagets direkte påvirkning af den offentlige saldo, (ii) refinansieringen af denne påvirkning, så tiltag og finansiering samlet set ikke påvirker den offentlige saldo, (iii) påvirkningen på forbrugerne af tiltag og refinansiering.

Den offentlige saldo påvirkes på tre måder af tiltag i affaldssektoren.

- Tiltagets direkte effekt på de **offentlige udgifter**, f.eks. hvis tiltaget helt eller delvist er finansieret ved offentlige midler (se række O1 i Tabel B5-1).
- Tiltagets direkte effekt **på skatte- og afgiftsprovenuet** fra sektoren, for eksempel hvis tiltaget flytter aktiviteter (såsom affaldsbehandling) mellem forskelligt beskattede sektorer (som for eksempel affaldsforbrænding og bioforgasning), eller hvis tiltaget ændrer den samlede momsbetaling i affaldssektoren (se række O2 i Tabel B5-1).
- Ændringer i afgiftsprovenu som følge af, at tiltaget **ændrer forbrugernes disponible indkomst** og dermed faktisk forbrug og afgiftsbetaling (såkaldt tilbageløb af forbrugernes finansiering af tiltaget), som f.eks. moms af forbrug uden for affaldssektoren (se række O3 i Tabel B5-1). Her er antaget et gennemsnitligt afgiftstryk på 24,5%, jf. Finansministeriet (2017)²⁸. Såfremt forbrugerbetalingen for tiltaget også er underlagt samme afgiftsniveau, forsvinder denne effekt dog (f.eks. momsen betalt af forbrugernes merudgift til tiltaget opvejer den tabte moms ved det mindre forbrug af andre varer).

Effekterne ovenfor er beskrevet før refinansiering, dvs. uden yderligere tiltag som sikrer finansieringen af tiltaget i affaldssektoren. De to første effekter (O1 og O2) er forudsætninger i beregningen, nemlig at tiltaget ikke ændrer de offentlige udgifter, og at tiltaget reducerer afgiftsprovenuet fra affaldssektoren med 10 pengeenheder. Derudover er det forudsat, at tiltaget koster forbrugerne 50 pengeenheder²⁹ (jf. række F1 i Tabel B5-3) i øgede omkostninger fra affaldssektoren.

²⁸ Dette afgiftstryk er grundlaget for beregning af Netto Afgifts Faktoren på 0,325. Der gælder følgende lighed mellem afgiftstryk og nettoafgiftsfaktor: $0,245 = 0,325 / (1 + 0,325)$, jf. Finansministeriet (2017), Boks 4.5.

²⁹ Dette beløb er inkl. de afgifter som betales til det offentlige, og som også indgår i O2.

Tabel B5-1 Effekter på den offentlige saldo før refinansiering

		Forskel	Beregning
O1	Direkte effekt på offentlige udgifter	0	Forudsætning
O2	Direkte effekt på afgiftsprovenu fra sektoren	-10	Forudsætning
O3	Tilbageløb af forbrugerfinansiering	-12	-24,5% x F1*
O4	Finansieringsbehov	-22	O1 + O2 + O3

* F1 er den forudsatte økonomiske effekt på forbrugerne, se Tabel B5-3, F1.

Tiltagets finansieringsbehov (O4 i Tabel B5-1) skal i den samfundsøkonomiske beregning refinansieres, sådan at det samlede, finansierede tiltag ikke påvirker den offentlige saldo. Sædvanligvis bruges indkomstskatten som grundlag for beregningen af refinansiering. Refinansieringen – dvs. den ekstra indkomstskattebetaling som pålægges forbrugerne – er større end finansieringsbehovet. Det skyldes to effekter:

- Ændret indkomstskattebetaling medfører, at **forbrugerens disponible indkomst** – og dermed forbrug – ændres (såkaldt tilbageløb af det offentlige finansiering af tiltaget). Hermed ændres også afgiftsprovenuet for forbrug, f.eks. moms (jf. række I2 i Tabel B5-2).
- Ændret indkomstskat medfører en ændring i reallønnen og dermed i **arbejdsudbuddet**. Det ændrede arbejdsudbud medfører en ændring i provenuet fra indkomstskat (jf. række I3 i Tabel B 5-2).

Provenuet fra indkomstskat (jf. række I1 i Tabel B5-2) er afstemt med ændrede forbrugsafgifter (række I2) og arbejdsudbudsjusteret indkomstskat (række I3), og svarer med disse beregninger til finansieringsbehovet (række I4, som er lig række O4 i Tabel B5-1). Skatteforvridningsfaktoren for indkomstskat er 0,1 jf. Finansministeriet (2017).

Tabel B5-2 Beregningen af refinansiering med indkomstskat

		Forskel	Beregning
I1	Indkomstskat betalt	32	-1,1 x O4 / (1-24,5%)
I2	Tilbageløb af skattefinansiering	-8	-24,5% x I1
I3	Reduceret arbejdsudbud	-2	-75,5% x I1 x (0,1 / 1,1)
I4	Totalt provenu efter arbejdsudbud og tilbageløb	22	I1 + I2 + I3 = -O4

Den samfundsøkonomiske omkostning ved tiltaget (række F3 i Tabel B5-3) kan nu beregnes som forbrugerens direkte omkostning ved tiltaget (række F1) plus den indkomstskat pålagt forbrugerne (række F2), som sikrer, at den offentlige saldo forbliver uændret. Det ses at det samlede tillæg til

ekstraomkostningerne i faktorpriser er $1,1 \times 1325$, dvs. skatteforvridningsfaktor gange NAF, hvilket giver 1,4575.

Tabel B5-3 Samfundsøkonomisk effekt på forbrugerne efter refinansiering

		Forskel	Beregning
F1	Forbrugerbetaling	-50	Forudsætning
F2	Indkomstskattefinansiering	-32	$1,1 \times O4 / (1-24,5\%)$
F3	Samfundsøkonomisk omkostning	-82	F1 + F2

B5.3 Påvirkning af forbrugernes nytte

Ud fra en teoretisk overvejelse om **afslørede præferencer** kan man argumentere for, at den høje grad af genanvendelse opnået for glas og papir viser, at danske forbrugere oplever nytte som overstiger tidsomkostningen ved at sortere og genanvende affald.

Der kan være en række forskellige årsager til, at den **oplevede nytte** overstiger tidsomkostningen til sorteringen. Nogle forbrugere kan f.eks. tænkes at opleve nytte ved formodningen om, at sorteringsindsatsen medfører positive konsekvenser for f.eks. miljøet. For forbrugere med sådanne præferencer kan øget genanvendelse derfor føre til øget nytte.

Andre forbrugere kan tænkes at opleve disnytte (eller besvær) ved øget genanvendelse, f.eks. fordi den oplevede værdi af genanvendelsen er mindre end værdien af tidsforbruget. Når forbrugeren – på trods af negativ nytte herved – alligevel vælger at sortere, kan dette forklares med, at der kan opleves **disnytte ved ikke at følge regler**³⁰ (de kommunale affaldsregulativer). Der kan også være helt praktiske pladsmæssige forhold i forbrugernes skraldespande og øvrige oplagring af affald, som gør, at de tilsyneladende gør en frivillig indsats, på trods af at de i øvrigt opfatter sorteringsindsatsen som en netto omkostning.

De præcise årsager til nytte og tidsomkostninger kan derfor have indflydelse på den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering af øget genanvendelse. I de følgende afsnit ses nærmere på forskellige aspekter af forbrugerens nytte og disnytte ved sortering og genanvendelse af husholdningsaffald.

B5.3.1 Teoretisk ramme for nytte ved affaldssortering

³⁰ Her er det værd at bemærke, at kommunerne allerede i dag er forpligtede til at etablere indsamlingsordninger (dvs. enten hente- eller bringeordninger) for hhv. papir-, pap-, glasemballage-, metalemballage- og plastemballageaffald, jf. affaldsbekendtgørelsen §26-31, som borgerne ifølge §39 er forpligtet til at benytte. I mange kommuner tilbydes flere af disse indsamlingsordninger kun som bringeordning til genbrugsplads. Etablering af en henteordning (spande ved husstand) formindsker tidsomkostningen ved at overholde reglerne.

Ud over omkostningerne til håndtering og behandling af affaldet bør en samfundsøkonomisk analyse vedrørende øget sortering og genanvendelse af husholdningsaffald også medtage øvrige forhold, der påvirker forbrugernes nytte væsentligt. Man kan pege på følgende forhold som vil påvirke forbrugernes nytte:

- En negativ (eller eventuelt positiv³¹) nytte ved det oplevede **tidsforbrug** ved sortering
- Eventuel positiv (eller eventuelt negativ) nytte forbundet med **de opfattede konsekvenser** af genanvendelsen
- Øvrig positiv eller negativ nytte fra ændrede **pladskrav, besvær** mv., men evt. også nytte ved ikke at bryde regler (som f.eks. affaldsregulativer)

Forbrugernes samlede nytte ved affaldssortering kan formaliseres i ligning (1):

$$\text{Nytte} = \text{værdi} \times \text{tidsforbrug} + \text{værdi} \times \text{konsekvens} + \text{værdi af øvrige} \quad (1)$$

Ligning (1) formaliserer at forbrugernes nytte er en sum af (a) den værdi forbrugeren tillægger det øgede oplevede tidsforbrug ved udsortering, (b) den værdi forbrugeren tillægger selve udsorteringen og konsekvensen af genanvendelsen samt (c) værdien af øvrige forhold såsom pladskrav og besvær.

Værdisætningen af tidsforbrug, konsekvenser af genanvendelsen og øvrige konsekvenser kan have positivt og negativt fortegn. Dette opsummeres i Tabel B5-4.

Tabel B5-4: Den samlede nytte ved affaldssortering - Samspillet mellem opfattet tidsforbrug og konsekvenser af affaldssortering

	Opfattet konsekvens	
	Disnytte ved konsekvens	Nytte ved konsekvens
Oplevet tidsforbrug		
Disnytte ved tidsforbrug	(-)	(-)/(+)
Nytte ved tidsforbrug	(-)/(+)	(+)*

Note: * Se fodnote 31.

Tabellen viser, at forbrugerne ud fra deres værdisætning af tid og konsekvenser af genanvendelsen kan inddeles i tre kategorier:

- Forbrugere, som har disnytte af både tidsforbrug og konsekvens og derved enhver form for øget sortering og genanvendelse
- Forbrugere, som har et modsatrettet fortegn³² mellem værdien af tidsforbrug og oplevede konsekvens, således at nettoeffekten af øget sortering og genanvendelse kan være både positiv eller negativ

³¹ Det kan forekomme usædvanligt at tillægge en positiv tidsværdi til en opgave der normalt forbindes med besvær. Tidsværdien skal dog her tænkes som omkostningen ved tiden (som teoretisk altid er en omkostning) plus evt. glæde ved selve aktiviteten. Den sparsomme empiri viser et enkelt tilfælde hvor en forbrugergruppe har positiv nytteværdi af tidsforbrug, omend man kan rejse spørgsmålstejn ved dette resultat. Se fodnote 36.

³² Disnytte af miljøkonsekvenser, men nytte af sortering synes at være selvmodsigende, men principielt set kan forbrugere med sådanne præferencer tænkes at forekomme.

- Forbrugere, som anser både tidsforbrug og miljøkonsekvenser som nyttige og som derfor har nytte af enhver forøgelse af sortering og genanvendelsen (se dog fodnote 31).

Ud fra de tre kategorier kan man konkludere, at en samlet vurdering af forbrugernes nytte eller disnytte af øget genanvendelse bør hvile på en vurdering af både antallet af forbrugere i de tre kategorier samt den konkrete gennemsnitlige vurdering af den enkelte kategoris værdi for tidsforbrug til affaldssortering og værdisætning af konsekvenserne.

For kategorien af forbrugere med disnytte ved tidsforbrug og nytte af konsekvens kan man forestille sig en afvejning, hvor forbrugerens sorteringsindsats øges indtil den ekstra tidsomkostning ikke længere opvejes af den ekstra nytte ved konsekvensen. Hvis man forsimples sorteringsindsatsen kan konsekvensen tænkes være øget udsortering, øget nytte og formindsket tidsomkostning.

Delkonklusion:

- En vurdering af nytte og disnytte må baseres på både forbrugerens værdi af ændret oplevet tidsforbrug til sortering, samt den opfattede værdi af ændringen i genanvendelse
- Disse værdier kan samlet set have positivt eller negativt fortegn, og kan i øvrigt tænkes ændre sig i takt med stigende genanvendelse
- Tiltag der formindsker tidsforbruget uden at forringe konsekvenserne af genanvendelse må tænkes at øge nettoytten og muligvis også forøge genanvendelsen, såfremt man forudsætter disnytte ved det marginale tidsforbrug.

B5.3.2 Årsager til nytteændringer

Forbrugeren kan blive udsat for et **øget tidsforbrug** når udsorteringsgraden øges. F.eks. bruger forbrugeren tid på at sortere og bringe papir til en papirkube, eller metal til genbrugspladser (dvs. bringeordninger), ligesom det kræver tid at sortere og bringe det sorterede affald til særlige spande på ejendommen (dvs. henteordninger).

I nogle tilfælde kan øget genanvendelse også være forbundet med et **mindre forbrug af tid**, f.eks. når bringeordninger som kuber og genbrugspladser erstattes med henteordninger med beholdere ved husstanden. Derved mindskes forbrugerens tidsforbrug og subjektive omkostning ved genanvendelse, hvorved incitamentet til øget udsortering kan forbedres.³³

Der findes ikke sikre opgørelser over nettotidsforbruget ved henteordninger eller bringeordninger, men flere studier har påpeget, at tidsforbruget er en væsentlig faktor for forbrugeren, som kan medføre et væsentligt nyttetab (DA 2013, Czajkowski et al. 2014 & 2017). Undersøgelserne beskriver ikke forskelle mellem faktisk og oplevet tidsforbrug.

Genanvendelsen kan være motiveret af **praktiske forhold**, såsom at en avis eller en vinflaske fylder for meget i køkkenets affaldspose, eller at glas der knuses, eller sammenfoldet pap/aviser kan have

³³ Dette er dog ikke altid uproblematisk. For eksempel viser erfaringer, at henteordninger for emballageglas har en tendens til at forringe renheden af glasset, fordi dette forurenes med porcelæn, keramik, vinduesglas og ildfast glas, som potentielt kan reducere eller fordyre genanvendelsesmulighederne for emballageglasset.

en tendens til at skære affaldsposerne op. I så fald kan man ikke overføre den afslørede nytte fra det observerede danske sortering af papir og glas til øget sortering af andre fraktioner. Genanvendelse kan også begrundes i, at forbrugerne kan føle **disnytte ved ikke at overholde** regler (for affald i form af de kommunale affaldsregulativer).³⁴

For f.eks. børnefamilier kan der være et pædagogisk sigte ved genanvendelse, idet sorteringen giver mulighed for at lære børnene om miljøbevidsthed og betænksom omgang med knappe resurser.

Forbrugernes oplevede nytte ved udsortering af affald kan også være begrundet i positive konsekvenser for miljø eller økonomi (for affaldsselskabet). Forbrugeren oplever dog ikke selv direkte disse konsekvenser, men forventer at de realiseres. Denne forventning må formodes også at være påvirket af selve anbefalingerne til sortering. På grund af **omkostninger til informationssøgning** er det formentlig de færreste forbrugere, der sætter sig ind i de præcise samfundsøkonomiske og miljømæssige konsekvenser af øget genanvendelse, f.eks. ved at gennemlæse studier i stil med nærværende rapport.

Hvis **forbrugernes forventninger** senere viser sig at være baseret på et forkert grundlag, vil forbrugerne opleve at deres sorteringsindsats har været helt eller delvis spildt. I Danmark har der været enkelte tilfælde hvor indsamling, sortering og anlæg har vist sig ikke at fungere efter hensigten, jf. Miljøstyrelsen (2011). Det udsorterede affald er så alligevel blevet forbrændt i stedet for genanvendt, hvilket har medført betydelig utilfredshed blandt forbrugerne. Det kan således være vigtigt for nytten, at forbrugerne ikke overraskes med ingen eller ringe genanvendelse af det sorterede affald.

I tillæg til det faktiske tidsforbrug kan der også være nyttetab forbundet med det **pladskrav**, som forbrugeren skal yde for at leve op til udsorteringskravet. Ofte er det nødvendigt at etablere henteordninger på ejendommen for at opnå øget genanvendelse. Dette vil for en given mængde udsorteret affald spare forbrugeren tid i forhold til en hidtidig bringeordning (f.eks. genbrugspladser, papir- eller glaskuber). Til gengæld vil det stille **pladskrav** for den enkelte forbruger, som også kan opleves som en gene og derved et nyttetab.

Delkonklusion:

- Den **høje genanvendelse** i Danmark af glas og papir uden stor kontrol af den enkelte forbruger antyder, at forbrugerne ikke nødvendigvis anser sortering og genanvendelse som unødigt omkostningsfuld i forhold til den oplevede nytte.
- Motivationen og nytten ved at sortere må formodes at **variere mellem forskellige grupper af forbrugere**. Nogle forbrugere ser værdien af genanvendelsens konsekvenser f.eks. i form af miljø- og resursegevinster. Andre grupper har negativ nettonytte, men sorterer alligevel, f.eks. fordi de har disnytte af at bryde regler (såsom kommunale affaldsregulativer).

³⁴ I følge Affaldsbekendtgørelsens §§26-31 skal kommunerne stille indsamlingsordninger for hhv. papir-, pap-, glasemballage-, metalemballage- og plastemballageaffald til rådighed for borgerne, som ifølge §39 er forpligtet til at benytte disse. Hvis for eksempel en henteordning for plast- og metalemballage erstatter en bringeordning til genbrugsplads, vil borgere som hidtil har benyttet genbrugspladsen opleve en gevinst i form af en tidsbesparelse. Borgere, som ikke tidligere har bragt dette affald til genbrugspladsen – men som derefter sorterer til henteordningen, kan opleve reduceret disnytte ved manglende regeloverholdelse, øget disnytte ved øget tidsforbrug til sortering samt øget nytte af at affaldet genanvendes. Der findes p.t. ikke solide data til at underbygge en samlet beregning af netto-nytten herved, ej heller et fortegn herfor.

- Praktiske årsager (såsom oplagret affalds pladsforbrug) kan give anledning til disnytte, men kan også tænkes at motivere til udsortering.
- Forbrugerne har **opfattede forventninger**, men ikke sikker viden om værdien af affaldets genanvendelse efter forbrugernes sorteringsindsats. Danske erfaringer har vist, at uventet ringe eller manglende genanvendelse af forbrugersorteret affald kan medføre stor utilfredshed blandt forbrugerne og dermed disnytte.

B5.3.3 Empiriske resultater om nytteændringer

Kigger man på empirien, har flere analyser peget på at danske forbrugere i udgangspunktet er positivt stemt overfor at sortere affald, men også at ovenstående nyttetab spiller en væsentlig rolle (The Nudging Company 2015a & 2015b, DA 2013). Alt andet lige indikerer disse kvalitative studier, at forbrugerne i reglen tilknytter nyttegevinst-elementer til selve udsorteringen. Et svensk studie viser da også, at forbrugerne udsorterer i en grad som ikke alene kan forklares af det økonomiske incitament i form af sparede omkostninger til restaffaldet (som i Sverige er dyrere at få tømt end sorterede materialer) (Sternier & Bartelings, 1999).

I en dansk kontekst har to nudging projekter søgt at anvende begreber fra adfærdøkonomi, såsom **sociale normer** og **feedback omkring egen præstation**, til at få folk til at ændre deres vaner og øge deres udsorteringsgrad i to udvalgte kommuner (The Nudging Company, 2015a og 2015b). Der mangler dog en kvantitativ klarlægning af hvilke faktorer som driver en eventuel nyttegevinst for forbrugerne.

To nyere studier fra Polen har søgt at opgøre netop hvilke værdier/nytte-komponenter, som vejer tungt for forbrugerne i en udsorteringssituation (Czajkowski et al. 2014 & 2017)³⁵. Overordnet finder begge studier, at over halvdelen af deres sample får nytte af at udsortere affald. Forfatterne mener at dette kan begrundes i sociale normer og en **selvopfattelse/selvbillede** af sig selv som en moralsk ansvarlig person. Deres studier viser dog også, at en mindre andel af forbrugerne³⁶ oplever et nyttetab ved øget udsortering. Tabet er forbundet med det øgede tidsforbrug, pladskrav og indsatsen der kræves. Samlet set er den vigtigste konklusion fra deres studier, at både nyttetab og nyttegevinster kan identificeres i forbindelse med affaldssortering – herunder at forbrugerne må antages at være forskellige i både deres oplevelse og vægtning af begge effekter.

Delkonklusion:

- Empiriske undersøgelser viser, at udsortering af affald medfører positiv nytte, i visse tilfælde for over halvdelen af forbrugerne, mens andre dele af forbrugersegmentet oplever disnytte.

³⁵ Begge studier benytter diskrete valghandlingseksperimenter til at estimere forbrugernes nytte ved affaldssortering.

³⁶ I studiet estimeres forbrugernes nytte i en såkaldt Latent Class model, hvor den statistiske analyse inddeler respondenterne i diskrete grupper, baseret på de valg de har truffet i spørgeskemaundersøgelsen. Det faktum at studiet for en gruppe finder en positiv nytte ved øget tidsforbrug til udsortering, kan både være et udtryk for en reel effekt for denne gruppe af forbrugere, men det kan også skyldes mere tekniske udfordringer, for eksempel ved udeladelsen af relevante variable i estimationen af forbrugernes nytte. Det er værd at bemærke, at den nyttefunktion som estimeres for hver enkelt gruppe af forbrugere antages at være additiv lineær, dvs. at der benyttes samme tidsværdi uanset tidsforbrugets størrelse. Dette udelukker en såkaldt "bliss-point" nyttefunktion, hvor en smule tidsforbrug sortering opfattes som positivt, mens et stort tidsforbrug opfattes som negativt.

Værdisætningen af tidsforbrug og nytte af miljøkonsekvenser kan således **variere meget mellem forskellige segmenter af forbrugere**. Der findes ikke kvantitative danske studier af værdien af tidsforbrug eller nytte af miljøkonsekvenser ved affaldssortering.

B5.3.4 Hvilken størrelsesorden kan nytteændringen have?

Ovenstående afsnit har vist, at forbrugerne kan have ret forskellig værdisætning af tidsforbrug og nyttegevinster af affaldssortering. Der findes dog ikke danske undersøgelser af forbrugernes værdisætning. For at illustrere den mulige størrelsesorden af nyttegevinster eller tab, kan man lave en tænkt beregning for en gruppe af forbrugere, som har disnytte ved affaldssortering.

Boks B5-1 Eksempel på forbrugernes tidsomkostninger

I dette eksempel ser vi på en forbruger, der bor i en havebolig med tømning af en restspand hver 2. uge og tømning af en papirspand hver 4 uge. Dette giver anledning til 39 årlige tømninger der koster eksempelvis 13 kr./tømning, dvs. 507 kr./år. Omkostninger til vedligehold og afskrivning af beholdere kan eksempelvis være 50 kr./år. Behandlingsprisen på 400 kr./ton for de generede 750 kg affald/år samlet giver 300 kr./år. Samlet er forbrugerens omkostning altså 857 kr./år.

Antag nu, at forbrugeren tillægger affaldssortering samme værdi som at tidsforbrug ved biltransport, nemlig 1,50 kr./minut³⁷, samt ingen nytteværdi af miljøkonsekvenserne i hverken Danmark eller udlandet. Hvis forbrugeren bruger 1 minut ekstra om ugen på affaldssortering, så giver det anledning til en årlig tidsomkostning på 78 kr./år, svarende til knap 10% af de samlede affaldsomkostninger.

Eksemplet i Boks B5-1 viser, at selv en beskeden forøgelse af tidsforbruget ved øget affaldssortering kan give en mærkbar procentvis forøgelse af de samlede affaldsomkostninger. Her skal man dog huske på, at forbrugeren i eksemplet hører til den halvdel (eller mere) som ifølge de empiriske undersøgelser beskrevet ovenfor betragter affaldssortering som en tidsmæssig omkostning, mens den anden halvdel har positiv nytte af sorteringen. Endvidere er der ingen viden som understøtter, at tidsforbrug til affaldssortering opfattes som mere eller mindre omkostningsfuldt end biltransport. Det er således på ingen måde forsvarligt at generalisere regneeksemplet til den samlede danske befolkning.

Forudsætter man i stedet (hvilket er lige så lidt empirisk understøttet), at den eksisterende sortering af dansk papir og glas sker på grund af en opfattelse af positive konsekvenser af genanvendelsen, er det lige så tænkeligt at den gennemsnitlige danske forbrugers nettonytte af sortering er positiv. Den eneste rimeligt solide konklusion er derfor, at ikke engang fortegnet på nettonytten (dvs. samlet værdi af konsekvenser og tidsomkostninger) er sikkert.

³⁷ DTU Transport (2018), Køretid, bilister, bolig-arbejde: 90 kr./time.

I Bilag B er opregnet en række eksempler på indsamlede salgspriser for grunde på det åbne marked. Der er udvalgt en række grunde i Nordsjællandske kommuner ud fra en formodning om høje grundpriser der (der var ingen grunde til salg i Københavns eller Frederiksberg Kommune på dataindsamlingstidspunktet), samt i Nordjylland, ud fra en antagelse om lavere grundpriser der.

De højeste grundpriser ligger på knapt 4.200 kr./m², mens de laveste ligger omkring 100-200 kr./m². Den årlige omkostning ved at eje en kvadratmeter grund kan beregnes som afkastet af ejerskabet til dette aktiv. Bruges den samfundsøkonomiske kalkulationsrente på 4 %, fås en kvadratmeteromkostning på mellem 4 kr./år til 168 kr./år.

Antager man at en ekstra beholder kræver 1 m² så er ligger arealomkostningen per beholder altså på mellem 4 og 168 kr./år, eller op til knapt 20% af omkostningen til indsamling og behandling af en haveboligs affald som beskrevet i Boks B5-1.

For boliger på de dyreste adresser kan arealomkostningen således udgøre en betydelig del af den samlede affaldsomkostning, mens den for billigere adresser udgør en mindre betydelig omkostning.

Delkonklusion:

- Et hypotetisk regneeksempel – hvor tid forbrugt til affaldssortering uden yderligere kvalifikation antages at have samme tidsværdi som transporttid i bil – antyder, at tidsomkostninger eller nyttegevinster ved øget affaldssortering kan være **betydelige set i forhold til de øvrige omkostninger** til indsamling og behandling af husholdningsaffald
- Fortegnet på den gennemsnitlige danske nettotidsomkostning til affaldsindsamling er dog **usikkert** – der kan være tale om både en gevinst, såvel som en omkostning
- Usikkerheden ved fortegn og størrelsesorden gør, at det **ikke vurderes fagligt forsvarligt at indregne tidsomkostninger eller –gevinster**, før der er foretaget empiriske undersøgelser af danskernes værdisætning af omkostninger og nytte ved affaldssortering

B5.3.5 Nytte af miljøgevinster?

Overvejelserne i afsnittene B5.3.1 og B5.3.2 ovenfor tager udgangspunkt i, at forbrugerne kan have nytte af positive miljøkonsekvenser som følge af øget genanvendelse. Dette kan være en blandt flere forklaringer på, hvorfor nogle grupper af forbrugere vælger at bruge tid på at sortere deres affald.

I forhold til den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering skal man dog her være opmærksom på, at kun miljøeffekter som påvirker danske forbrugere i udgangspunktet skal værdisættes og

medregnes i vurderingen. I fald man har indsamlet data om forbrugernes nytte af øget genanvendelse, bør man tage i betragtning, at de værdisatte miljøeffekter kan give anledning til **dobbelttælling**, hvis forbrugernes rapporterede nytte også dækker over disse effekter.

Har man rådighed over data om både rapporteret nytte og analytisk værdisatte miljøeffekter møder man også det metodiske spørgsmål om, hvilken af de to værdisætninger af miljøeffekterne, der er bedst at bruge i en samfundsøkonomisk konsekvensvurdering. Det går dog ud over afgrænsningen af nærværende notat at besvare dette spørgsmål, men dobbelttællingsspørgsmålet bør indgå i designovervejelserne i et studie om dansk nytte og tidsomkostninger ved affaldssortering.

Analysen i hovedrapporten følger Finansministeriets vejledning i samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger (FM 2017, side 29). I de præsenterede hovedresultater medtages derfor ikke de effekter tiltaget vil have på **forbrugere i andre lande**.³⁸ For segmenter af forbrugere som kun bekymrer sig om forurening i eller fra Danmark kan dette være en retvisende regnemetode.

På affalds- og ressourceområdet findes de største miljøeffekter ved øget genanvendelse typisk i udlandet. I den udstrækning der findes grupper af danske forbrugere, for hvem også miljøeffekter på udenlandske forbrugere er vigtige, så kan en rent **national afgrænsning** af miljøeffekterne derfor føre til en undervurdering af de positive konsekvenser for danskerne af øget genanvendelse.

Det er metodisk vanskeligt at forsøge at opgøre **værdien af miljøeffekter i udlandet**. Som udgangspunkt bør miljøeffekter i udlandet fra produktion med energi- og ressourceforbrug værdisættes med de udenlandske forbrugeres betalingsvillighed for at undgå miljøproblemet (Miljøministeriet 2010, Afsnit 4.2.4). Denne betalingsvillighed må tænkes at være betinget af den udenlandske værdisættelse af miljøproblemet alvor. Hertil kommer dog, at den problematiske produktion må tænkes også at være forbundet med positive økonomiske effekter, såsom øget indkomst og beskæftigelse.

Endvidere kan umiddelbare konsekvenser af øget genanvendelse af ressourcer i Danmark – som for eksempel en reduktion af energi- og ressourceforbrug i udlandet – ikke nødvendigvis tages for givet. De udenlandske ressourcer kan tænkes bragt i spil til andre produktive formål end produktion til de danske forbrugere (Miljøministeriet 2010, Afsnit 3.3). Dette er med andre ord et spørgsmål om, hvorvidt udenlandsk udbud af energi og ressourcer **skaber sin egen efterspørgsel**, eller om en reduktion af efterspørgslen via danske miljøtiltag også vil medføre en reduktion af udbuddet. Livscyklusvurderingen forsøger med sine forudsætninger omkring fornybare og begrænsede ressourcer at foretage en fornuftig beregning af dette spørgsmål, men mængden af detaljerede forudsætninger om de enkelte ressourcer er i praksis for overvældende til, at der kan gives et sikkert og simpelt svar.

Delkonklusion:

- Indregner man forbrugerrapporteret nytte af miljøeffekter i den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering, skal man være varsom med at undgå **dobbelttælling** for de værdisatte miljøeffekter som også medregnes i vurderingen
- En betydelig del af de positive miljøkonsekvenser ved øget genanvendelse ligger i udlandet. Den samfundsøkonomiske vejlednings krav om, at **kun effekter på danske forbrugere** bør medregnes – eller vanskelighederne ved at tilvejebringe pålidelige estimater for skaderne på

³⁸ I en supplerende beregning er der dog foretaget et skøn for en delmængde af effekterne i udlandet.

miljøet i udlandet, kan derfor medføre, at danskernes nytte ved miljøforbedringer af øget genanvendelse af dansk affald undervurderes. Beregningen af miljøkonsekvenser i udlandet er dog metodemæssigt særdeles vanskelig.

B5.3.6 Perspektivering

Ovenstående viser, at man med økonomisk teoretiske overvejelser kan komme med flere modsatrettede bud på, hvad forbrugernes nytteværdi af øget genanvendelse og tidsomkostninger til affaldssortering kan være, samt hvad der motiverer forbrugeren til at sortere.

Den høje udsortering af papir og glas i Danmark kan på den ene side antyde, at forbrugerne finder, at nytteværdien ved øget genanvendelse (f.eks. i form af positive konsekvenser for miljøet) overstiger tidsomkostningen. På den anden side er det også tænkeligt, at forbrugerne retter sig efter affaldsregulativene, uanset om de bidrager til opfattet nytte eller ej. I så fald ville fraværet af sorteringskrav frigøre tid til mere nytteskabende aktiviteter og øge nytten for sådanne forbrugere.

Der eksisterer kun få kvantitative studier af forbrugernes præferencer for affaldssortering. Et studie fra Polen bekræfter, at forbrugerne har ret forskellige præferencer for affaldssortering: I visse tilfælde oplever over halvdelen af forbrugerne nytte af affaldssorteringen, mens de øvrige oplever disnytte.

Hypotetiske eksempler med skønnede overslag over tidsomkostningens eller nytteværdiens størrelse viser endvidere, at nytteværdien og/eller tidsomkostninger ved øget sortering meget vel kan tænkes at være betydelige i forhold til de øvrige omkostninger i affaldsindsamlingen. Også omkostninger til affaldsbeholdernes arealforbrug skønnes at kunne være betydelige, men kun i områder med relativt høje grundværdier.

Et potentielt stort nyttetab må formodes at kunne opstå, hvis forbrugerne har sorteret deres affald, men efterfølgende finder ud af at sorteringen har været forgæves, fordi affaldet efterfølgende kun i ringe eller ingen grad er blevet genanvendt. Det er derfor samfundsøkonomisk vigtigt, at kommuner og affaldsselskaber bedst muligt sikrer sig, at forbrugerne sorteringsindsats ikke er og heller ikke opleves som forgæves.

En stor del af de miljø- og resurse-mæssige gevinster ved øget affaldssortering sker i udlandet. I en samfundsøkonomisk konsekvensvurdering skal effekter i udlandet som udgangspunkt ikke medregnes. Det er sandsynligt, at grupper af danske forbrugere i deres affaldssortering blandt andet er motiveret – og derfor oplever nytte – af positive miljøeffekter, inkl. dem i udlandet. Man bør derfor også som en følsomhedsanalyse forsøge at kvantificere størrelsesordenen heraf – på trods af de metodiske vanskeligheder herved – ved i videst muligt omfang at værdisatte miljøeffekter i udlandet.

Fraværet af solide estimater for værdien af nytte og tidsforbrug for husholdningerne ved øget affaldssortering udgør således en særskilt metodisk udfordring i forbindelse med samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger af øget genanvendelse af husholdningsaffald. Det kalder på fremtidige studier af husholdningernes adfærd og præferencer i forbindelse med affaldssortering.

B5.4 Anlæggenes omkostnings- og indtægtsdrivere

B5.4.1 Forbrændingsanlæg

Den begrænsende faktor for forbrændingsanlæggets kapacitet er i høj grad den **indfyrede energi** frem for den behandlede tonnage. Det skyldes, at centrale tekniske elementer såsom ovn og turbine skal dimensioneres efter den energimængde i affaldet, der skal omsættes til el og varme. Røggasrensingsanlægget skal ligeledes dimensioneres efter indfyret energi, da røggasmængden er mere eller mindre proportional med indfyret energi. Elementer som affaldsskakt, kransystem, månevarealer mv. dimensioneres i højere grad efter tonnagen. Omkostningsdriveren for forbrændingsanlægget er derfor et 60/40 vægtet gennemsnit af energi og tonnage.

Indtægtsdriveren er energi, dvs. produktionen af varme og el, som vægtes med de faktiske elpriser, og en beregnet varmepris³⁹, samt el- og varmekoefficient.

Afgifter beregnes ud fra det faktiske afgiftssystem, som i høj grad baserer sig på indfyret energi (affaldsvarmeafgift, tillægsafgift og CO₂-afgift).

Denne metode er den samme som anvendt i Miljøprojekt 1458.

Samfundsøkonomisk varmepris

Skønnet for den samfundsøkonomiske værdi af el kan uden videre baseres på markedsprisen for el, da mængden af el fra affaldsforbrænding ikke kan tænkes at påvirke elprisen.

Når mængden af affaldsvarme ændres, er det noget vanskeligere at kvantificere den samfundsøkonomiske værdi af varmen. Det skyldes, at affaldsvarme fungerer som såkaldt "basislast", dvs. at affaldsanlægget kører de fleste af årets 8760 timer. I vinterhalvåret er efterspørgslen til opvarmning høj, og basislasten udgør kun en mindre del af den samlede efterspørgsel. I sommerhalvåret udgør basislasten (dvs. i grove træk varmt brugsvand) derimod stort set hele efterspørgslen.

Det betyder at en række andre anlæg kører i "mellemlast", hvor antallet af årstimer er noget mindre, typisk 4.000 til 6.000 timer om året. Typisk vil mellemlast anlæg være kraftvarmeanlæg baseret på biomasse, naturgas eller i enkelte tilfælde kul, omend andre teknologier såsom varmepumper, elpatroner og varmelagre langsomt begynder at få en større rolle.

Overskudsvarme fra industrielle processer er også principielt set en mulighed. Eksempler på sådanne projekter viser forholdsvis fordelagtige omkostninger på i størrelsesordenen 150 kr/MWh, dvs. 42 kr/GJ (2013 faktorpriser), jf. Viegand og Maagøe (2013). På trods af et betydende potentiale for leverance til fjernvarmenettet⁴⁰ ser vi i nærværende projekt dog bort fra procesvarme som erstatning for affaldsvarme, da en række energiafgiftstekniske og finansieringsmæssige forhold kan gøre det vanskeligt at udnytte procesvarme.

³⁹ Varmepriisen er beregnet ud fra samfundsøkonomiske brændselsomkostninger og anlægsinvesterings- og driftsomkostninger, da observerede varmepriiser er skævvredet af de forholdsvis komplicerede regler for afsætningspriser på varme fra forbrændingsanlæg.

⁴⁰ Viegand og Maagøe (2013) skønner et potentiale på 4 PJ/år. Dette skal ses i forhold til en samlet ikke-bio-nedbrydelig affaldsindfyring på omkring 18 PJ/år, jf. Energistatistik 2016.

Hvis man reducerer mængden af forbrændingsaffald, så skal andre varmeanlæg overtage denne del af basislasten. Som udgangspunkt må man derfor forvente, at de nyeste og mest effektive mellemlast anlæg overtager produktionen af den manglende affaldsvarme.

I mange af de større varmeoplande som har affaldsvarme⁴¹, er den mest realistiske situation – givet de politiske ønsker til den grønne omstilling – formentlig, at den manglende affaldsvarme i stedet produceres af et større kraftvarmeværk fyret på biomasse.

Nærværende projekt benytter sig af en barmarksbetragtning. Det betyder, at et man ved et bortfald af en given affaldsvarmemængde frit kan vælge de mest passende kapaciteter for de øvrige varmeanlæg tilknyttet fjernvarmenettet.

I det analyserede opland på 250.000 husstande (cirka 1/10 af Danmark) findes mindst et affaldsanlæg med en kapacitet på 200.000 ton/år, dvs. 2 PJ/år ved en affaldsbrændværdi på 10 GJ/ton svarende til en indfyring på cirka 70 MW og en varmeproduktion på omkring 50 MW.

Man kan diskutere størrelsen på oplandets biomasseanlæg. I Energistyrelsen (2018) findes data for anlæg på 600 MW og 80 MW, og det mest passende anlæg til at overtage mistet affaldsvarme vil formentlig have en størrelse herimellem. Fastlæggelsen af de korrekte ekstra anlægsomkostninger og den deraf følgende varmeproduktionspris er dog metodisk vanskelig:

- Hvis der i alle tilfælde ville være et biomasseanlæg i området, kunne man argumentere for, at en udvidelse af et sådant anlæg ville have en mindre marginal varmeproduktionsomkostning end dets gennemsnitlige varmeproduktionsomkostning, særligt hvis den ekstra kapacitet har en høj årlig driftstid svarende til forbrændingsanlægget, dvs. 8.000 timer/år.
- På den anden side kan man indvende at ikke alle store fjernvarmeområder vil have mulighed for et 600 MW anlæg, og at omkostningen (per leveret enhed fjernvarme) for at erstatte affaldsvarmen vil være højere end gennemsnitsomkostningen for et 600 MW anlæg med 8.000 timer/år. Det er endvidere også usædvanligt med så høj en driftstid på biomasseanlæg.

I forhold til barmarks-antagelsen, virker det mest oplagt at forudsætte en høj driftstid på 8.000 timer/år og gennemsnitsomkostningerne for et stort flisfyret anlæg på 600 MW. Som kandidater til følsomhedsanalyser benyttes en lavere driftstid på samme anlæg på 5.500 timer/år. Beregningerne af disse omkostninger er foretaget i Bilag 8.

De her fundne omkostninger i 2017 faktorpriser er hhv. 58 og 70 kr./GJ. Der er ikke foretaget en beregning for en marginal udvidelse af et stort anlæg, eller for overskudsvarme, men disse priser må formodes at være lavere end 58 kr./GJ. Det er disse faktorpriser der indgår i de videre beregninger i affaldsøkonomimodellen. Denne model omregner efterfølgende fra faktorpriser til samfundsøkonomiske omkostninger og medregner eksternaliteter.

Størrelsen af de samfundsøkonomiske varmepriser kan her illustreres ved at gange faktorpriserne med nettoafgiftsfaktoren på 1,325 og tillægge skønsmæssigt 5 kr./GJ for eksternaliteter fra luftforurening. Herved er omkostningen til varme i store flisfyrede kraftvarmeanlæg til hhv. 98 og 110 kr./GJ for 8.000 og 5.550 driftstimer/år.

⁴¹ Disse tæller Storkøbenhavn, Odense, Trekantsområdet, Århus, Aalborg m.fl.

B5.4.2 Biogasfællesanlæg

Omkostningerne ved biogasfællesanlæg er i store træk udelukkende baseret på **det behandlede volumen**, fordi installationerne (tanke, pumper mv.) dimensioneres herefter. Da både gylle og pulpet kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) har en massefylde på omkring 1 ton/m³ er det en uproblematisk tilnærmelse at beregne enhedsomkostningerne til biogasanlægget udelukkende per ton. Det samme gælder omkostningerne til pulpningsanlægget.

Biogassen forudsættes **opgraderet** til naturgaskvalitet og afsat på naturgasnettet. Omkostningen hertil er proportional med naturgasvolumenet og dermed den producerede energimængde. Opgraderingsomkostningen bør derfor indregnes per produceret mængde energi.

Af tekniske årsager (pulpen er for tyktflydende til at den kan pumpes) kan man i praksis ikke drive et biogasanlæg på udelukkende KOD. Derfor vil man typisk blande 1 del KOD pulp med omkring 4 dele gylle evt. kombineret med strøelse. Imidlertid kan en samfundsøkonomisk beregning godt tillade sig kun at forholde sig til omkostningerne ved bioforgasningen af KOD pulpen alene.

Dette kan indses ved følgende eksempel: Antag at der findes et gyllepotentiale til 4 biogasanlæg af 100.000 ton, og at der er 100.000 ton KOD til bioforgasning. Der skal i alle tilfælde bygges et ekstra anlæg ud over de 4 til gylle med en kapacitet på præcis 100.000 ton. Derfor er den marginale omkostning ved anlægget er udelukkende betinget af KOD mængden, og kan derfor regnes i kr/ton KOD. Den ekstra energiproduktionen vil som udgangspunkt svare til biogasindholdet i KOD'en (som typisk er langt højere end for gylle). Derfor giver det også metodemæssigt god mening at beregne biogasindtægten som en indtægt per ton forgasset KOD. I den udstrækning sammenblandingen af gylle og KOD giver anledning til forøgelse af gyllens biogaspotentiale, skal dette ekstra potentiale tilskrives KOD'en, uagtet at det fysisk stammer fra gyllen, da det er KOD'en der forårsager den ekstra produktion.

Denne metode er den samme som anvendt i Miljøprojekt 1458, bortset fra et ekstra biogaspotentiale i gylle, som ikke var antaget til stede i det daværende projekt.

B5.4.3 Sorteringsanlæg

Omkostningerne til sorteringsanlæg er drevet af behovet for kapacitet i forhold til forskellige sorteringsmaskiner, samt overdækkede lagerområder til sorterede og usorterede materialer. De forskellige maskiner kan sortere en **given mængde affald per time**, og er organiseret i forskellige linjer og parallellinjer. I modtagelsen – som udgør en ret betydelig del af anlægsomkostningen, fordi hele affaldsvolumenet passerer forbi – fordeles affaldet ud fra en grovsortering ud på forskellige parallellinjer. Her sorteres forskellige fraktioner sideløbende og finsorteres i højere og højere grad indtil den ønskede slutkvalitet er opnået.

Ethvert led i denne proces kan i princippet være dimensionerende for kapaciteten. I praksis designes anlægget så det kan håndtere de forventede affaldsmængder med så lidt overskudskapacitet i de enkelte led som muligt. I den udstrækning den faktiske affaldssammensætning i dag-til-dag driften ikke passer perfekt til de forskellige parallellinjers dimensionering, så vil man f.eks. kunne tillade en lidt højere frasortering til rest (dvs. forbrænding) for den parallellinje som har kapacitetsproblemer, eller oplagre dele af en fraktion til når der er ledig kapacitet. Af denne årsag giver det bedst mening, at anlægget betragtes med en **fast timekapacitet**.

Den faste timekapacitet betyder, at anlæggets årlige kapacitet afhænger af antallet af årlige driftstimer, som igen afhænger af hvilken **bemanding** anlægget har, f.eks. 1-holds, 2-holds eller 3-holdsskift. Hermed udgør lønomkostningerne (sammen med energiomkostninger) den variable omkostning i bestemmelsen af anlæggets samlede årlige omkostninger, mens afskrivning og forrentning, samt øvrige omkostninger udgør de faste omkostninger. I anlæggets dimensionering af lagerplads skal der dog stadig tages højde for behov for øget lagerplads hvis driftstiden øges.

Samlet set betyder disse tekniske sammenhænge, at der er **betydelige stordriftsfordele** (dvs. fallende enhedsomkostninger) ved at bruge anlæg med større kapacitet, så længe al kapaciteten udnyttes. Det skyldes, at de faste omkostninger – som typisk udgør over halvdelen af de samlede omkostninger – deles henover alt behandlet affald.

B5.A Litteratur

DA 2013, Dansk Affaldssortering og Dare2, "Danskernes holdninger og værdier til affald og sortering"

Czajkowski et. al. 2017, " Social Norms, Morals and Self-interest as Determinants of Pro-environment Behaviours: The Case of Household Recycling", Environmental and Resource Economics

Czajkowski et. al. 2014, " We want to sort! Assessing households' preferences for sorting waste", Resource and Energy Economics

DTU Transport 2018: "Transportøkonomiske Enhedspriser til brug for samfundsøkonomiske analyser" version 1.8. http://www.modelcenter.transport.dtu.dk/-/media/Centre/Modelcenter/TransportOekonomi-og-Teresa/Transportoekonomiske-Enhedspriser_1-8.ashx

Finansministeriet 2017, "Finansministeriets vejledning i samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger", <https://www.fm.dk/publikationer/2017/vejledning-i-samfundsoekonomiske-konsekvensvurderinger>

Miljøministeriet 2010, "Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter", https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2010/978-87-92548-71-9/pdf/Endelig%20Vejledning%20i%20samfunds%C3%B8konomisk%20vurdering%20af%20milj%C3%B8projekter_net.pdf

Miljøstyrelsen 2011: " Forbehandling og biogasanlæg til organisk dagrenovation i 2011 – kan de tidligere problemer fra Helsingør og Århus forebygges? ", <http://mst.dk/media/90784/Fremtid%20organisk%20affald%20og%20erfaringer%20Helsing%C3%B8r%20%C3%85rhus.pdf>

The Nudging Company 2015a, "Implementering af ny affaldsordning", Lyngby-Taarbæk Forsyning

The Nudging Company 2015b, "Nudging og affaldssortering. Hvordan får vi borgerne til at agere hensigtsmæssigt", Morsø Kommune

Sterner, T & Bartelings, H., 1999, " Household Waste Management in a Swedish Municipality: Determinants of Waste Disposal, Recycling and Composting", Journal of Environmental and Resource Economics

Viegand og Maagøe (2013): "Analyse af mulighederne for bedre udnyttelse af overskudsvarme fra industrien", København. https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Energibesparelser/analyse_af_mulighederne_for_bedre_udnyttelse_af_overskudsvarme_fra_industrien.pdf

B5.B Indsamlede arealpriser

Følgende arealpriser er indsamlet via <https://www.boligdeal.dk/> 16. marts 2018.

	Areal (m ²)	Pris (mio. kr.)	Arealpris (kr./m ²)
Hobro	2825	0,275	97
Dronninglund	751	0,095	126
Hobro	949	0,22	232
Hobro	950	0,25	263
Dronninglund	1182	0,375	317
Dronninglund	1130	0,375	332
Dronninglund	912	0,495	543
Hørsholm	1030	1,995	1937
Hørsholm	700	2,395	3421
Rungsted Kyst	635	2,45	3858
Virum	1134	4,65	4101
Lyngby	900	3,75	4167
Skodsborg	1075	4,485	4172

Bilag 6. Data, LCA

DTU har udarbejdet en rapport, der redegør for den i projektet gennemførte LCA af de opstillede scenarier for håndtering af husholdningsaffald, jf. Bilag 4. Dette bilag indeholder denne rapport.

GENANVENDELSE AF HUSHOLDNINGSAFFALD (SAMFUNDSØKONOMISK KONSEKVENSVURDERING OG LIVSCYKLUSVURDERING)

LCA bilagsrapport / Bilag 6

PhD-studerende Trine Henriksen
Seniorforsker Anders Damgaard
Professor Thomas Fruergaard Astrup

DTU Miljø



November 2018

Forord

Denne rapport indeholder en gennemgang af den udførte livscyklusvurdering (LCA) af scenarier for håndtering af husholdningsaffald i Danmark.

Projektets udsteder er Miljøstyrelsen ved Miljø- og Fødevareministeriet. Projektet skal bidrage til den kommende nationale affaldsplan og Miljø- og Fødevareministeriets øvrige arbejde med cirkulær økonomi, herunder især øget genanvendelse. Der er udført en miljømæssig (denne LCA) og økonomisk vurdering af konsekvenserne af en øget indsats for udsortering af genanvendelige fraktioner i samarbejde med COWI A/S.

Livscyklusvurderingen er udført af DTU Miljø i perioden oktober 2017 - Oktober 2018. Modellen EASETECH var anvendt til LCA-modelleringen, som er udviklet af DTU Miljø til miljøvurdering af affaldsbehandlingsteknologier.

Livscyklusvurderingen er udført i overensstemmelse med principperne i standarderne DS/EN ISO 14040/44. LCA-rapporten har undergået eksternt review.

Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Vand og Miljøteknologi (DTU Miljø)

November 2018

1 Indholdsfortegnelse

2	Forord	1
3	1. Formål.....	4
4	2. Metodisk afgrænsning	5
5	2.1 Konsekvens-modellering	5
6	2.2 Funktionel enhed	7
7	2.3 Tidsmæssig afgrænsning	7
8	2.4 Teknologisk og geografisk afgrænsning	7
9	2.5 Miljøpåvirkningskategorier	8
10	2.6 EASETECH model	8
11	2.7 Kriterier for udeladelse af inputs og outputs	8
12	2.8 Forhold i rapporten der afviger fra ISO 14040/44	8
13	3. Kritiske/væsentlige forudsætninger	10
14	3.1 Datagrundlag i analysen	10
15	3.2 "Zero burden approach"	10
16	3.3 Biomasse en begrænset ressource	10
17	3.4 Delvis neutralitet af biogene CO ₂ -emissioner	11
18	3.5 Samme sorteringseffektiviteter for alle fraktioner ved henteordninger	11
19	3.6 Kapacitetsbehov i behandlingsanlæg	11
20	4. Scenarie-diagrammer	12
21	4.1 Scenarier med minimum kildesortering (0A-0C)	15
22	4.2 Scenarier med øget kildesortering (1A-1E)	16
23	4.3 Scenarier med kildeopdeling (2A, 3A-3B)	20
24	5. Planlægning af dataindsamling og særlige beregninger	22
25	5.1 Planlægning af dataindsamling	22
26	5.2 Beregning af ekstra plastforbrug til posesortering i scenarie 1E	23
27	5.3 Beregning af ekstra bioplastforbrug til sortering af organisk i scenarie 1A-3B	23
28	5.4 Beregning af mængde kWh produceret energi jf. begrænset biomasse	23
29	6. Kortlægning af anvendte livscyklusdata	25
30	6.1 Affaldssammensætning	25
31	6.2 Kildesorteringseffektiviteter	28
32	6.3 Centralsorterings- og screeninganlæg	28
33	6.4 Indsamling og transport	30
34	6.5 Oversigt over anvendt baggrundsdata	30
35	6.6 Direkte emissioner ved forbrug af diesel	32
36	6.7 Affaldsforbrænding	32
37	6.8 Genanvendelse af glas	36

38	6.9	Genanvendelse af papir.....	37
39	6.10	Genanvendelse af pap 37	37
40	6.11	Genanvendelse af plast.....	38
41	6.12	Genanvendelse af metaller	40
42	6.13	Anaerob forgasning (våd proces)	41
43	6.14	Anvendte A- og B-faktorer i processerne for genanvendelse	44
44	6.15	Usikkerhedsanalyse: Nøgleparametre og intervaller	47
45	7.	Vurdering af datakvalitet.....	50
46	7.1	Metode til vurdering af datakvalitet.....	50
47	7.2	Vurdering af kvalitet af anvendte data i LCA'en	50
48	8.	LCA-resultater (basis-scenarier).....	52
49	8.1	Karakteriserede resultater	52
50	8.2	Normaliserede resultater	54
51	9.	LCA-resultater (følsomhedsanalyser).....	58
52	9.1	Biomasse er ikke begrænset	58
53	9.2	Inklusion af klimapåvirkninger fra biogene CO ₂ -emissioner.....	63
54	9.3	Valg af marginal elektricitet	64
55	9.4	Valg af marginal varme: "worst case" (kul)	69
56	9.5	Valg af marginal varme: "best case" (træpiller).....	74
57	9.6	Inkludering af konstruktion af behandlingsanlæg (capital goods).....	79
58	10.	LCA-resultater (usikkerhedsanalyse).....	85
59	11.	LCA-resultater per ton behandlet affaldsfraktion.....	89
60			
61			
62			

63 1. Formål

64 Det overordnede formål med livscyklusvurderingen (LCA'en) er at afdække de miljømæssige
65 forhold ved øget genanvendelse af husholdningsaffald, nærmere betegnet kildesorteret
66 organisk dagrenovation (KOD), papir, pap, plast, glas og metal. Projektet opgør de potentielle
67 miljøkonsekvenser for en række forskellige scenarier for øget genanvendelse af dagrenovation
68 vha. en livscyklusbaseret miljøvurdering. Formålet med LCA-delen af det samlede projekt er
69 at opgøre de potentielle miljøpåvirkninger i en række scenarier, som inkluderer behandling af
70 restaffald ved affaldsforbrænding, men som udviser en stigende udsortering af genanvendelige
71 affaldsfraktioner med dertilhørende fald i mængden af restaffald til forbrænding. Resultaterne
72 skal således fungere som beslutningsstøtte med hensyn til national affaldsplanlægning eller
73 overordnede retningslinjer for kommunerne. De tilsigtede modtagere af LCA-resultaterne er
74 Miljøstyrelsen, danske kommuner og interesseorganisationer.

75 En række scenarier er blevet belyst. Minimumsscenerierne beskriver en situation med
76 begrænset kildesortering og genanvendelse (kun glas og papir), dvs. hvor restaffaldet til
77 forbrænding udgør hovedparten af affaldsmængden. I de andre scenarier kombineres
78 kildesortering og kildeopdeling af metal, plast og pap med biologisk behandling af den
79 organiske del af dagrenovationen. Desuden indgår automatisk centralsortering af kildeopdelte
80 og/eller kildesorterede materialefraktioner i scenarierne.

81 Resultaterne fremstilles for hvert scenarie med udgangspunkt i samlet mængde dagrenovation
82 fra tre forskellige affaldsoplande:

83 - et opland med 250.000 enfamiliehuse (opland i)

84 - et opland med 250.000 etageboliger (opland ii)

85 - et opland med 150.000 enfamiliehuse og 100.000 etageboliger (opland iii)

86 Resultaterne afrapporteres som potentielle miljøpåvirkninger i en række påvirkningskategorier
87 (klimaænding, næringssaltbelastning, osv.) og kan anvendes til at rangordne forskellige
88 scenarier og affaldsbehandlingsteknologier for de inkluderede affaldsfraktioner inden for disse
89 påvirkningskategorier. Grundet vigtigheden af global opvarmning vil der lægges et særligt
90 fokus på denne påvirkningskategori i hovedrapporten, hvorimod nærværende bilagsrapport
91 omfatter alle påvirkningskategorier. Både karakteriserede og normaliserede potentielle
92 påvirkninger beregnes, men der benyttes ikke vægtning.

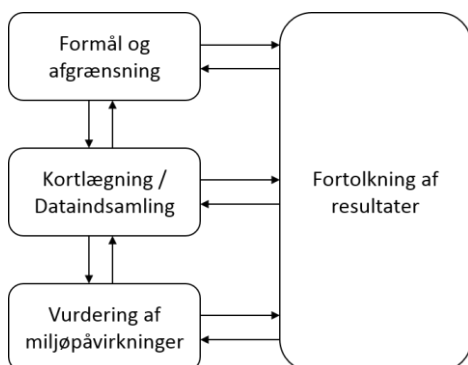
93 LCA'en er udført på basis af oplysninger fra offentlige tilgængelige kilder og en lang række
94 forudsætninger, der ligger til grund for LCA'en, som er beskrevet i denne bilagsrapport. Ved
95 brug af resultaterne i nye sammenhænge bør der tages hensyn til eventuelle geografiske og
96 teknologiske forskelle, og de samlede forudsætninger bør vurderes i forhold til et konkret
97 projekt for et specifikt område.

98

99

2. Metodisk afgrænsning

Livscyklusvurderingen (LCA'en) er udført i overensstemmelse med principperne i ISO 14040/44 (ISO, 2006a, 2006b) ved gennemgang af de fire obligatoriske LCA-trin, se Figur 1. Hvor hovedrapporten er kortfattet, indeholder nærværende bilagsrapport en gennemgang af alle fire trin i LCA'en. Dette kapitel beskriver anvendte metoder og affaldssystemets teknologiske, tidsmæssige og geografiske afgrænsning.



Figur 1 Fire obligatoriske trin i en livscyklusvurdering (LCA) jf. ISO 14040/44.

2.1 Konsekvens-modellering

LCA'en blev udført ved konsekvens-modellering, hvormed miljøkonsekvenserne af ændringer i affaldssystemet blev opgjort. Dette er i overensstemmelse med anbefalinger i ILCD-håndbogen (ILCD: International Reference Life Cycle Data System), der siger at hvis LCA-resultaterne skal udgøre beslutningsstøtte på et meso-/makro-niveau (situation B jf. ILCD-håndbogen) bør berørte baggrundsprocesser modelleres med marginal data (European Commission -- Joint Research Centre -- Institute for Environment and Sustainability et al., 2010). Konsekvens-modellering indebærer således identificering og anvendelse af marginale procesdata, dvs. data for de processer som reelt påvirkes af affaldssystemet fremfor anvendelse af middelværdier.

For multifunktionelle processer betyder konsekvens-modelleringen, at affaldssystemets grænser udvides til at omfatte substitution (erstatning) af berørte marginale processer. Det betyder, at affaldssystemet krediteres for undgåede emissioner og miljøpåvirkninger, som ellers ville forekomme ved produktion uden for affaldssystemet. Eksempelvis kan nævnes to affaldssystemer, som producerer energi og kompost henholdsvis udelukkende energi ud fra organisk affald. Førstnævnte affaldssystem fratrækkes emissioner og ressourceforbrug ved den undgåede marginale energiproduktion og undgået marginale produktion af syntetisk handelsgødning, som komposten erstatter. Sidstnævnte affaldssystem fratrækkes alene emissionerne ved den undgåede marginale energiproduktion. På den måde kan de to systemer sammenlignes på samme grundlag. Brug af systemudvidelse til at håndtere multifunktionalitet er i tråd med anbefalingerne i ISO 14044.

Der er anvendt marginale data for produktion af materialer og energi, med data hentet fra ecoinvent databasen, version 3.4¹. Ecoinvent er en database der indeholder livscyklusdata (LCI) for forskellige industrielle processer. Det skal nævnes, at marginal data for varmeproduktion med biogas havde emissioner af en størrelse, der ikke kunne forklares. Vi antager at dette skyldes den fordelingsnøgle man bruger i konsekvensdataene for at splitte

¹ <http://www.ecoinvent.org/>

hoved- og biprodukt i to processer. Det blev derfor valgt at fravige brugen af marginale data her, og i stedet bruge allokerede data for varmeproduktion med biogas i ecoinvent.

2.1.1 Sammensætning af marginal el og varme

De benyttede energimarginaler er baseret på det senest publicerede projekt fra Miljøstyrelsen, hvor der er defineret marginaler for el og varme, publiceret af Nordisk Ministerråd (Schmidt et al., 2016). I dette projekt blev langtidsmarginalen for elektricitet defineret som kapacitetstilvæksten for perioden 2020-2030. Resultatet var en procentuel fordeling for de berørte energikilder. Data til brug for beregning af el-marginalen var baseret på LIBEMOD modellen^{2,3}. Den endelige el-marginal for Danmark var dermed fastsat til den procentuelle fordeling vist i Tabel 1. For yderligere info, se Schmidt et al. (2016).

Tabel 1 El- marginal for Danmark, jf. Schmidt et al. (2016).

Biomasse	Gas	Vind
%	%	%
49,8	18,6	31,6

I Schmidt et al. (2016) var anvendte varmemarginalen baseret på tidligere Miljøprojekt 1458 (Jensen et al., 2013), svarende til den procentuelle fordeling i Tabel 2. Det blev forudsat, at affaldsvarme ikke kan erstatte affaldsvarme, hvorved affaldsforbrænding ikke er en del af varmemarginalen.

Tabel 2 Varmemarginal for Danmark, jf. Jensen et al. (2013).

Biomasse	Gas	Kul	Olie	Biogas
%	%	%	%	%
39	26	20	9	6

El- og varmemarginaler inddrages udelukkende i forgrundssystemet indeholdende selve affaldshåndteringen. Baggrundsdata, der anvendes i LCA'en og hentes i ecoinvent databasen, medtages med de energidata og forudsætninger, som allerede er indbygget i disse data fra en konsekvens-tilgang. De foreslåede procentsatser er i nærværende projekt koblet med data for miljømæssige emissioner og ressourceforbrug forbundet med hver energikilde. Disse processer er baseret på konsekvens-data fra ecoinvent databasen, bortset fra varmeproduktion med biogas som tidligere nævnt.

2.1.2 Medregning af kvalitet af sekundære materialer

Konsekvensen af genanvendelse af affaldsfraktioner, dvs. oparbejdning til sekundære materialer, er at der fortrænges en mængde primære (jomfruelige) materialer. De sekundære materialer sælges og oparbejdes på markedsvilkår og en udfordring ligger her i at definere funktionen og kvaliteten af det sekundære materiale sammenlignet med det tilsvarende primære materiale. Til at estimere den fortrængte produktion af primært materiale er fastsat to faktorer; 1) en A-faktor der henviser til det tekniske procestab i oparbejdningen af det sekundære materiale, og 2) en B-faktor der beskriver kvalitetsforskellen imellem primært og sekundært materiale. A- og B-faktorer er estimeret for oparbejdning af hvert enkelt affaldsfraktion (glas, papir, pap, plast, metal), idet de vil variere. Kilder for de anvendte faktorer og en yderligere beskrivelse er angivet i denne rapport kapitel 6.14.

² LIBEMOD (LIBeralization MODEL for the European Energy Markets). Described at <http://www.frisch.uio.no/ressurser/LIBEMOD/>

³ <http://www.frisch.uio.no/ressurser/LIBEMOD/About%20the%20model/>

2.2 Funktionel enhed

Den funktionelle enhed er en kvantitativ beskrivelse af systemets ydelse. Den funktionelle enhed i denne LCA er:

Håndtering inklusiv indsamling, transport, behandling og slutdisponering af eventuelle restprodukter af den samlede årlige dagrenovationsmængde (inklusiv de udsorterede affaldsfraktioner til genanvendelse/materialenyttiggørelse) fra tre forskellige oplande; i) med 250.000 enfamiliehuse, ii) med 250.000 etageboliger, iii) med 150.000 enfamiliehuse og 100.000 etageboliger.

Referenceenhederne for de tre oplande, dvs. de samlede årlige affaldsmængder, er 150.750 ton (opland i), 142.250 ton (opland ii) og 147.350 ton (opland iii).

2.3 Tidsmæssig afgrænsning

Livscyklusvurderingen skal beskrive fremtidige tilstande med opførelse af nye anlæg og med anvendelse af energidata med en tidshorisont fra 2020 og frem. LCA'ens referenceår fastlægges derfor til 2020, da en del af data brugt til modelleringen dog er fra før denne periode må tidshorisonten nødvendigvis sættes til 2007-2030 der dækker tilbage til de ældste forgrundsdata. LCA-resultaterne antages at være gældende mindst ti år frem i tiden fra 2020, der skal dog påregnes at udvikling i forbindelse med nye behandlingsteknologier og ændringer af bagvedliggende systemer - fx transport, behandlingsanlæg og energisystemer - kan have indflydelse på livscyklusvurderingens holdbarhed.

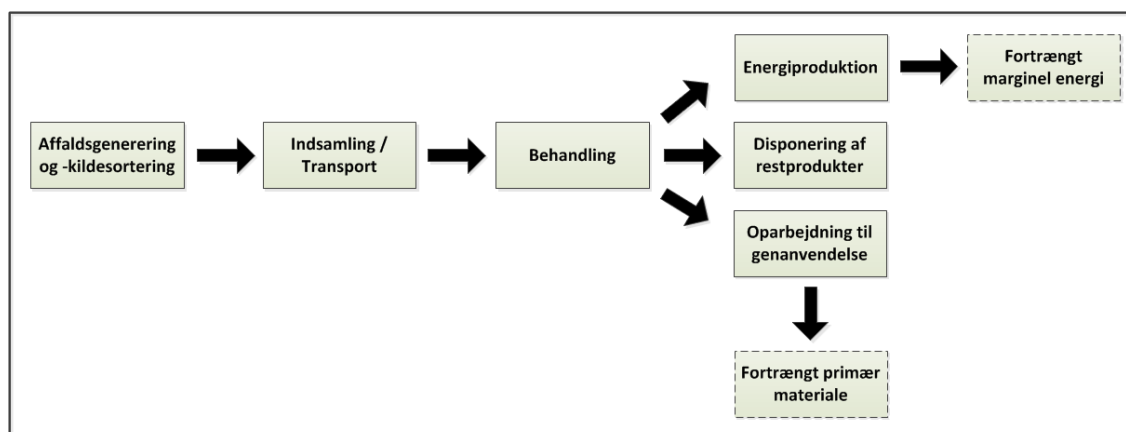
Den benyttede metode til kvantificering af potentielle miljøpåvirkninger integrerer samtlige miljøpåvirkninger over de første 100 år, hvilket er den tidsperiode miljøvurderinger af affaldssystemer normalt dækker (Gentil et al., 2010).

2.4 Teknologisk og geografisk afgrænsning

De modellerede systemer starter ved affaldsgenereringen i husholdningerne, hvor forbrugsprodukter bliver til affald, dvs. miljøpåvirkninger fra produktionssystemer ikke indgår i systemet. Man kan således ikke bruge rapporten til at undersøge effekten af affaldsforebyggelse. Derefter sker indsamling, transport og bearbejdning af dagrenovation samt de kildesorterede og kildeopdelte affaldsfraktioner. Disse livscyklusstadier indgår i LCA'en. Slutdeponering af restprodukter fra behandlingen samt affaldssystemets udveksling af materialer og energi med det omliggende produktionssystem indgår ligeledes i systemet.

Figur 2 viser de inkluderede aktiviteter på tværs af de inkluderede scenarier. For alle inkluderede aktiviteter indsamles følgende data: materiale, energi- og ressourceforbrug, direkte emissioner samt transport imellem behandlingsanlæg og til endelig disponering af restprodukter.

Emissioner og potentielle miljøpåvirkninger inddrages for aktiviteter der foregår nationalt (i Danmark) og internationalt (udenfor Danmarks grænser; Europa eller resten af verden).



Figur 2 Systemafgrænsning. Inkluderede aktiviteter på tværs af scenarier samt undgået marginal energiproduktion og primær materialeproduktion i tilfælde af multifunktionalitet. De stiplede linier repræsenterer fortrængt/undgået produktion af energi og materialer. Transport er inkluderet. Pile adskiller processer/aktiviteter fra hinanden.

2.5 Miljøpåvirkningskategorier

En række påvirkningskategorier er inkluderet, se Tabel 3. Valget af påvirkningskategorier følger anbefalingerne i ILCD-håndbogen, som er formuleret af den Europæiske Kommission og beskrevet i Hauschild et al. (2012). Tabel 3 giver et overblik over de inkluderede miljøpåvirkningskategorier. De potentielle miljøpåvirkninger kan endvidere omregnes for hver af påvirkningskategorierne til en fælles enhed i form af en personækvivalent (PE), idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person – dette kaldes normalisering. Tabel 3 viser de anvendte normaliseringsreferencer for omregning til personækvivalenter. Det gøres opmærksomt på at der for ressourcer er gået væk fra ILCD anbefalingen, og i stedet er fossile og element ressourcer vurderet separat, som følger anbefalingen fra CML der udviklede kategorien. Resultaterne er yderligere normaliseret med referencer fra (Laurent et al., 2013).

2.6 EASETECH model

Scenarierne er modelleret i EASETECH (Environmental Assessment System for Environmental TEChnologies), en LCA-model udviklet af DTU Miljø til kvantificering af potentielle miljøpåvirkninger fra affaldssystemer (Clavreul et al., 2014). Med udgangspunkt i en detaljeret kemisk-fysisk sammensætning af affaldsfraktionerne beregnes ved hjælp af EASETECH massestrømme, ressourceforbrug og emissioner. Modellen indeholder en database med data for en række behandlingsanlæg og processer, som kan modificeres ved ændring af nøgleparametre.

2.7 Kriterier for udeladelse af inputs og outputs

Alle relevante oplysninger fra databaser, artikler, rapporter m.v. er inkluderet i datagrundlaget som er beskrevet i denne bilagsrapport. Opførelse og nedrivning af anlæg er ikke inkluderet, da det vurderes at være mindre væsentligt for LCA'ens resultater (Brogaard and Christensen, 2016).

2.8 Forhold i rapporten der afviger fra ISO 14040/44

Ifølge ISO standarden skal en komparativ LCA rapport, der gøres offentlig tilgængelig, gennemgå et kritisk review af et review panel. I dette studie er der ikke brugt et review panel, men i stedet udvalgt en reviewer til vurdering af LCA'en.

Tabel 3 Anvendte karakteriserings- (midpoint) og normaliseringsreferencer jf. ILCD-håndbogens anbefalinger. Ækv. = ækvivalenter; PE = person-ækvivalenter; CFC-11 = chloro-fluoro-carbon-11; NMVOC = non-methane volatile organic compounds.

Påvirkningskategori	Anvendt metode til vurdering af miljøpåvirkning	Indikator i anvendte metode	Reference-år	Normaliserings-faktor	Enhed, normaliseringsfaktor
Global opvarmning (GWP)	Baseline model, IPCC, 100 år (IPCC, 2006a)	Strålingsstyrke af drivhusgasser	2010	8096	kg CO ₂ -ækv. /PE/år
Ozonnedbrydning (ODP)	Steady-state ODPs as in WMO assessment (1999)	Nedbrydning af ozonlaget	2010	0.0414	kg CFC-11-ækv./PE/år
Humantoksicitet, carcinogen (HTC)	USEtox model (Rosenbaum et al., 2008)	Komparativ toksisk enhed, human (CTUh)	2010	5.42E-05	CTUh/PE/år
Humantoksicitet, non-carcinogen (HTNC)	USEtox model (Rosenbaum et al., 2008)	Komparativ toksisk enhed, human (CTUh)	2010	0.0011	CTUh/PE/år
Partikeludledning (PM)	Humbert (Humbert, 2009)	Indtaget fraktion	2000	2.76	kg PM _{2.5} -ækv./PE/år
Ioniserende stråling (IR)	(Frischknecht et al., 2001)	Human eksponerings-effektivitet relativt til U ²³⁵	2000	1325	kBq U-235(luft)-ækv./PE/år
Fotokemisk smog (POF)	ReCiPe (Goedkoop et al., 2008)	Øget troposfærisk koncentration af ozon	2000	56.7	kg NMVOC-ækv./PE/år
Terrestrisk forurening (TA)	Accumulated Exceedance (Seppälä et al., 2006)	Akkumuleret overskridelse	2000	49.6	mol H ⁺ -ækv./PE/år
Næringssaltbelastning, terrestrisk (ET)	Accumulated Exceedance (Seppälä et al. 2006)	Akkumuleret overskridelse	2000	115	Mol N-ækv./PE/år
Næringssaltbelastning, ferskvand (EF)	EUTREND model as implemented in ReCiPe (Goedkoop et al., 2008)	Udledning til økosystem	2000	0.62	kg P-ækv./PE/år
Næringssaltbelastning, marin (ME)	EUTREND model as implemented in ReCiPe (Goedkoop et al., 2008)	Udledning til økosystem	2000	9.38	kg N-ækv./PE/år
Ferskvand økotoxicitet (FE)	USEtox model (Rosenbaum et al., 2008)	Komparativ toksisk enhed, økosystem (CTUe)	2010	665	CTUe/PE/år
Abiotiske ressourcer, fossile (ARDfos)	CML metoden v.4.2, 2013	Knaphed af ressource	2000	6.24E+04	MJ/PE/år
Abiotiske ressourcer, mineraler	CML metoden v.4.2, 2013	Knaphed af ressource (reservebase)	2000	0.0343	kg-Sb-ækv./PE/år

3. Kritiske/væsentlige forudsætninger

3.1 Datagrundlag i analysen

I projektets udbud var det specificeret at datagrundlaget i LCA'en skulle baseres på eksisterende data, da der ikke var budgetteret med indsamling af ny data. Denne specificering er fulgt for anvendte forgrundsdata betydende, at direkte forbrug og emissioner i affaldssystemet er baseret på eksisterende processer i EASETECH databasen, fx forbrug af elektricitet og emissioner af NO_x, SO₂, CO₂, osv. For baggrundsdata, dvs. opstrøms produktion af kemikalier, materialer og brændsler, er det valgt at udskifte de eksisterende processer i EASETECH med konsekvens-data fra ecoinvent databasen. Dette for at opnå en konsistent modellering af baggrundsdata. Data fra ecoinvent er udtrukket fra ecoinvent version 3.4 og konsekvens-databasen betegnet "Substitution, consequential, long-term". En oversigt over anvendte data fra ecoinvent er vist i

Tabel 17.

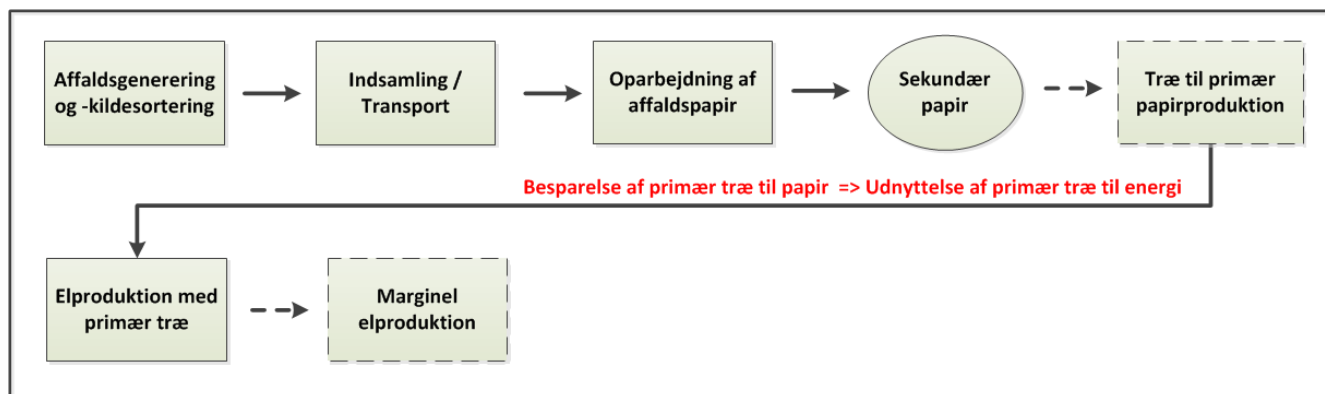
3.2 "Zero burden approach"

De modellerede systemer starter ved affaldsgenereringen i husholdningerne, hvor forbrugsprodukter bliver til affald. Denne systemafgrænsning betyder at miljøpåvirkningerne fra det opstrøms produktionssystemet ikke indgår i affaldssystemet. Dette kaldes også en "zero burden approach" (Ekvall et al., 2007), da man herved antager at affaldsfraktionerne ikke bærer nogen miljøbyrde med sig. Dette kan betyde at de beregnede potentielle miljøpåvirkninger i LCA'en kan udvise nettobesparelser, da genanvendelse eller forbrænding har mindre miljøpåvirkning end primær produktion af materialer og energi. Med den anvendte konsekvensmodellering i LCA'en er det ikke relevant at inddrage opstrømsfremstilling af produkter, da denne ikke påvirkes af affaldssystemet.

3.3 Biomasse en begrænset ressource

I projektets udbud blev det specificeret at areal, og hermed biomasse/træ, skal betragtes som en begrænset ressource. Konsekvensen af denne forudsætning er, at et fald i anvendelse af primærtræ ét sted i værdikæden betyder en tilsvarende mulighed for anvendelse i energiproduktionen. Denne forudsætning er implementeret i LCA-modellen ved at, genanvendelse af papiraffald medfører en besparelse og frigivelse af primærtræ, der så anvendes til energifremstilling. Endelig vil energifremstillingen med træ erstatte marginal energi (Figur 3).

Antagelsen om begrænset biomasse bygger på en forudsætning om, at biomasse indenfor projektets tidshorisont vil være markedsdækkende begrænset, hvormed alternativet til biomassebrændsler vil være fossile brændsler. Antagelsen er støttet af en europæisk undersøgelse, som indikerer at det fremtidige europæiske biomassebehov er større end hvad der produceres (European Environment Agency, 2013). I et lidt nyere studie af Payn et al. (2015) bliver dog sat delvis tvivl ved dette, da de finder at mængden af plantagetræ stiger over den seneste årrække; i samme periode finder de dog også at den totale mængde af skov på verdensplan er faldet. Det vurderes således, at antagelse om biomasse som begrænset ressource kan bruges i dette projekt, men at man skal være påpasselig med betydningen af denne antagelse.



Figur 3 Konsekvens af forudsætningen om begrænset biomasse i LCA-modellen. Firkanter repræsenterer processer/aktiviteter og cirkler repræsenterer en mængde materiale. Pile forbinder processer/aktiviteter, men er ikke transportpile.

3.4 Delvis neutralitet af biogene CO₂-emissioner

Udledning af biogent CO₂ antages som udgangspunkt at være neutralt ved beregninger af klimapåvirkningen for husholdningsaffald og andre typer biomasse med kort rotation. Biomasse med lang vækstperiode og produktionshorisont (træ) vil derimod kræve en betydelig tidshorisont før den frigivne CO₂ på ny er optaget. CO₂ fra el og varme baseret på biomasse vil derfor blive korrigeret med en faktor svarende til klimapåvirkningen indtil den biogene CO₂ på ny er optaget i biomasse. I projektet vil denne faktor være baseret på Cherubini et al. (2011). En karakteriseringsfaktor på 0.24 kg CO₂-ækvivalenter/kg biogent CO₂ er anvendt for afbrænding af træ til energiproduktion, svarende til en kulstof-rotationstid på 58 år. Antagelsen omkring kun delvis neutralitet af biogene CO₂-emissioner er ikke medtaget i de generelle resultater, men kun medtaget som en følsomhedsanalyse. Grunden hertil er at denne antagelse er i konflikt med antagelsen omkring biomasse som en begrænset ressource. Det vil derfor være enten den ene eller anden antagelse der er medtaget. Effekten af dette er vist i følsomhedsanalysen.

3.5 Samme sorteringseffektiviteter for alle fraktioner ved henteordninger

Der antages ens tekniske sorteringseffektiviteter for både kildeopdeling og kildesortering pga. usikkerhed omkring de reelle effektiviteter ved de to typer af husstandsindsamling. Dette er en fælles forudsætning for SØK og LCA. Der antages ens resulterende tekniske sorteringseffektiviteter for kildeopdelt og kildesorteret affald, da kildeopdelt affald sendes igennem både et grovsorterings- og finsorteringsanlæg, og kildesorteret affald sendes igennem et finsorteringsanlæg.

3.6 Kapacitetsbehov i behandlingsanlæg

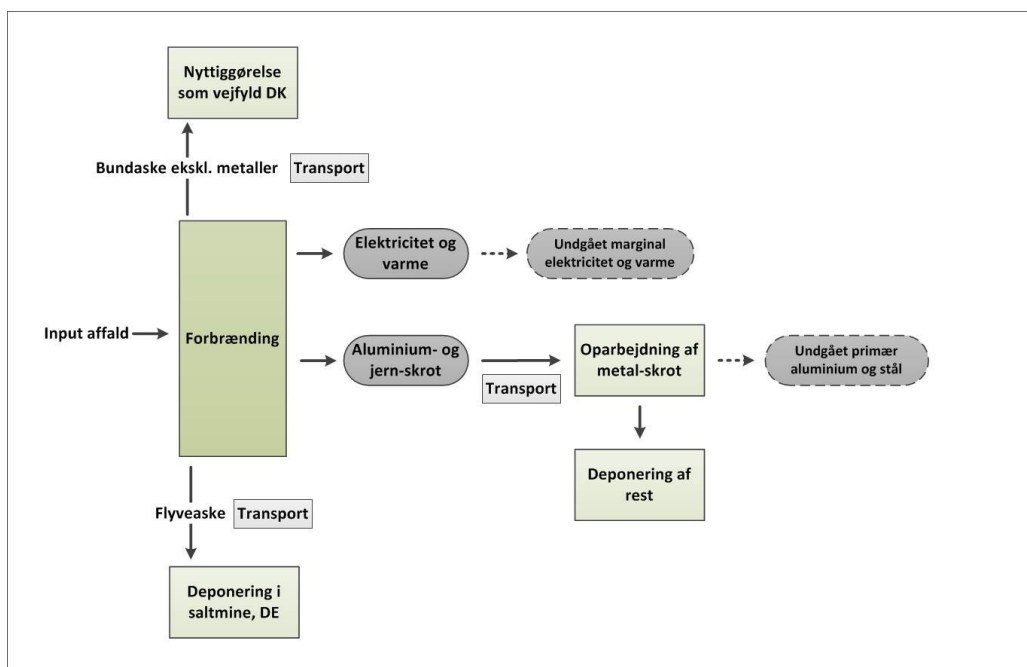
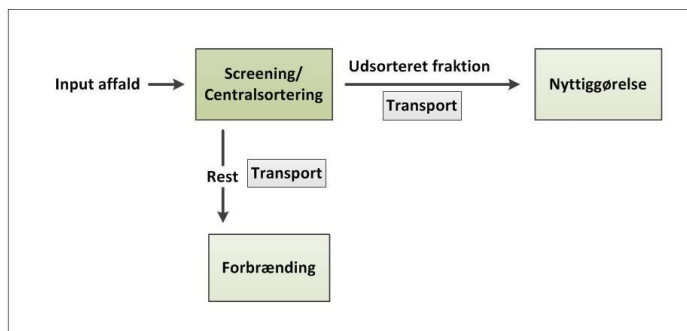
Behov for import af affald til forbrændingsanlæg i forbindelse med øget udsortering er uden for systemgrænserne. Dette er en fælles forudsætning for SØK og LCA. Afsætningsmuligheder for genanvendelige materialer antages at eksistere. For lavkvalitets materialer kan dette dog være en væsentlig usikkerhed.

4. Scenarie-diagrammer

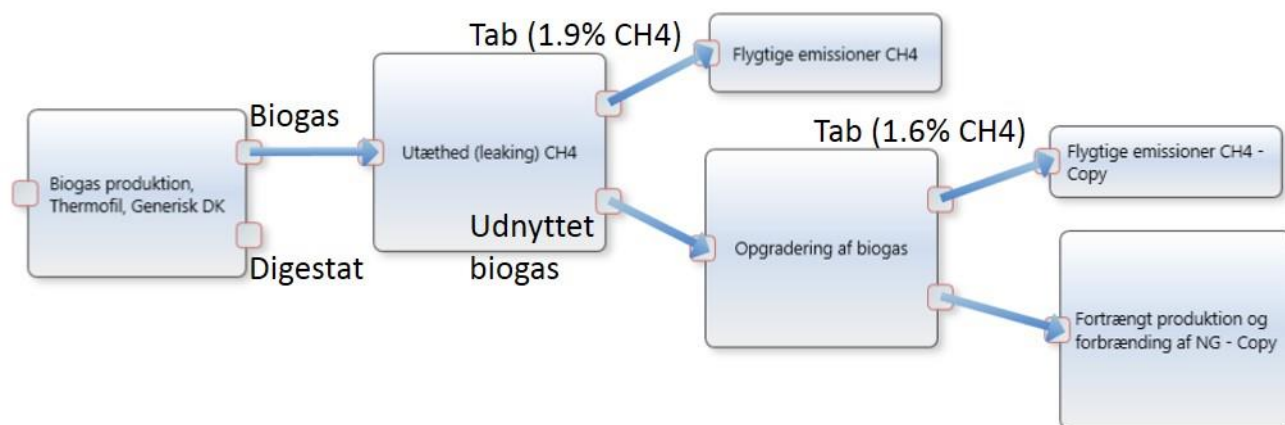
De overordnede scenariespor er vist i hovedrapportens indledende kapitler. Nedenfor vises mere detaljerede diagrammer for hvert scenarie i de forskellige spor. Scenariediagrammerne indeholder massestrømme af affaldsfraktioner og biprodukter.

Desuden viser Figur 4 en principiel skitse strømme ved sortering på screeninganlæg før bioforgasning og sortering af genanvendelige fraktioner på centrale sorteringsanlæg. Effektiviteten af screeninganlæg før bioforgasning er 80 %, dvs. at 20 % ryger til forbrænding i Danmark. Effektiviteten af centrale sorteringsanlæg varierer imellem scenarierne. Figur 4 viser desuden en detaljeret skitse af strømme af bi- og restprodukter til og fra affaldsforbrænding. Detaljerne i Figur 4 er ikke vist i de nedenstående scenariediagrammer.

Figur 5 viser princippet for modellering af bioforgasning, dannelse af biogas, opgradering til methangas og fortrængning af fossil naturgas. Effektiviteter af processerne er indsat. Disse detaljer er ikke vist i de nedenstående scenariediagrammer.

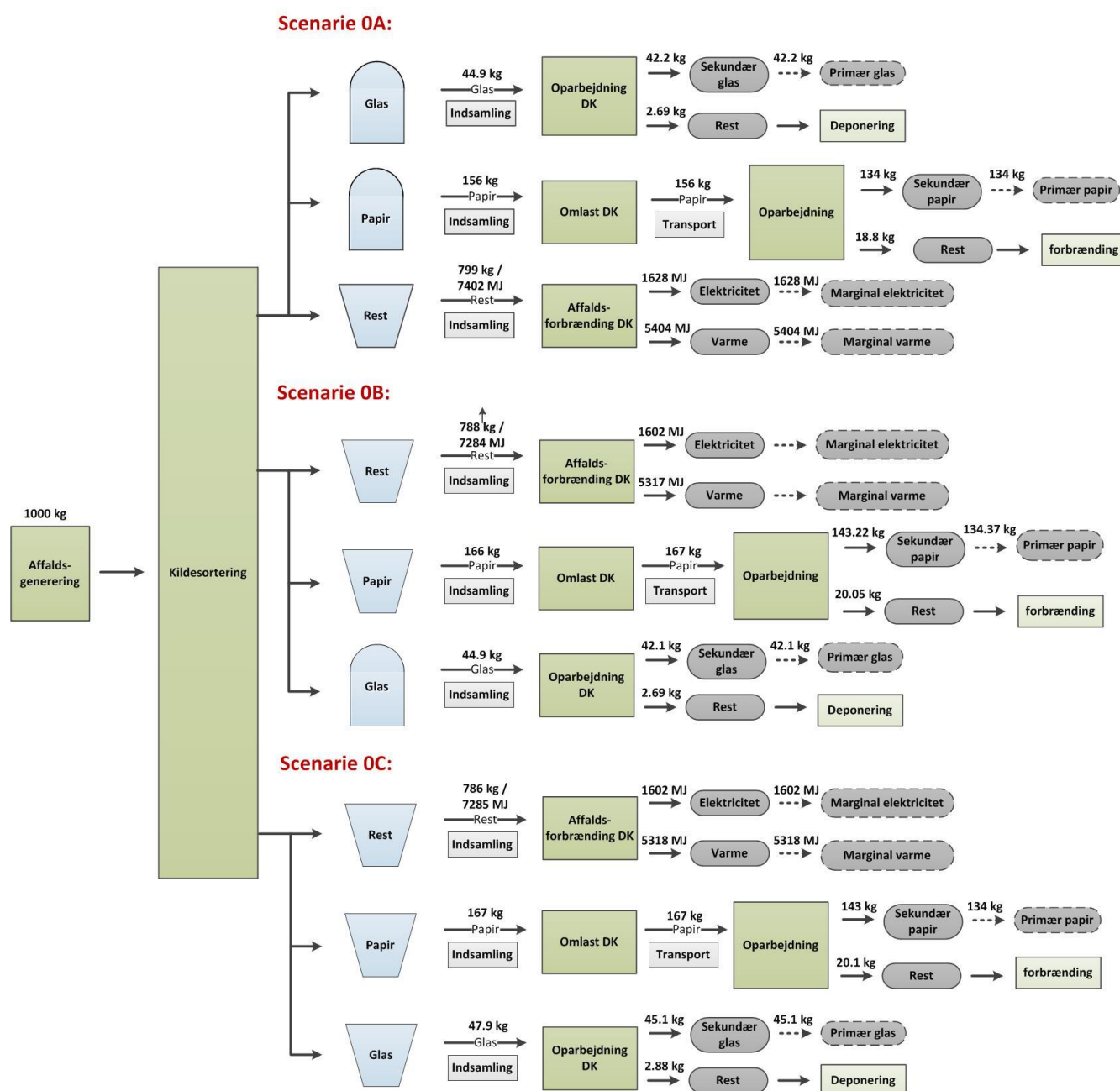


Figur 4 Inputs og outputs fra screening- og centralsorteringsanlæg (øverst) og affaldsforbrændingsanlæg (nederst). Disse forekommer for hver sorterings-/screening-proces hhv. forbrændingsproces. Behandling af affaldsfraktioner er vist ved mørkegrøn firkant og behandling af rest-/bi-produkter er vist ved lysegrøn firkant. Biprodukter er vist ved mørkegrå blød firkant, og undgåede produkter er vist ved mørkegrå blød firkant med stiplet kant. Transport er vist ved lysegrå firkant.



Figur 5 Model for bioforgasning i EASETECH, inklusiv de anvendte effektiviteter. Modellen inkluderer opgradering af biogas og fortrængning af naturgas. Desuden er modelleret nyttiggørelse af digestatet som jordforbedrer med erstatning af syntetisk N-, P- og K-gødning (ikke vist på figuren).

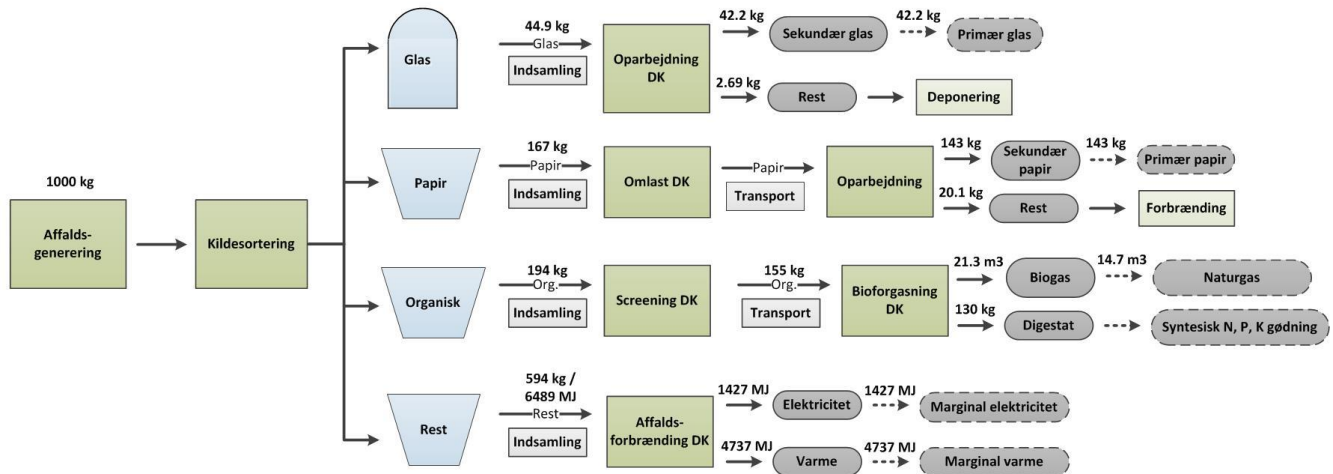
4.1 Scenarier med minimum kildesortering (0A-0C)



Figur 6 Diagrammer for scenarie 0A, 0B og 0C med masse-/energistrømme. Blå figurer repræsenterer kildesortering i kube eller spand. "I kube" omfatter bringeordning og "i spand" omfatter henteordning for borgeren. Behandling af affaldsfraktioner er vist ved mørkegrøn firkant og behandling af rest-produkter er vist ved lysegrøn firkant. Processer der foregår i Danmark med er markeret med "DK"; andre processer foregår i Europa eller resten af verden. Biprodukter er vist ved mørkegrå blød firkant, og undgåede produkter er vist ved mørkegrå blød firkant med stiplede kant. Transport og indsamling er vist ved lysegrå firkant. Transport af rest til endelig deponering er også inkluderet, men ikke vist.

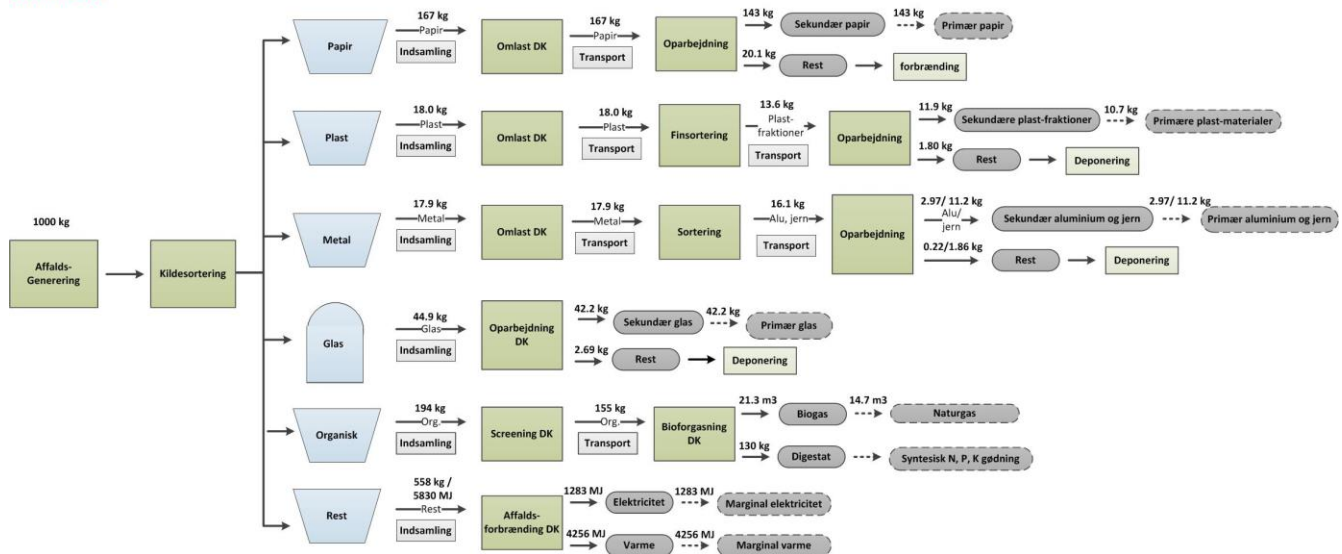
4.2 Scenarier med øget kildesortering (1A-1E)

Scenarie 1a:



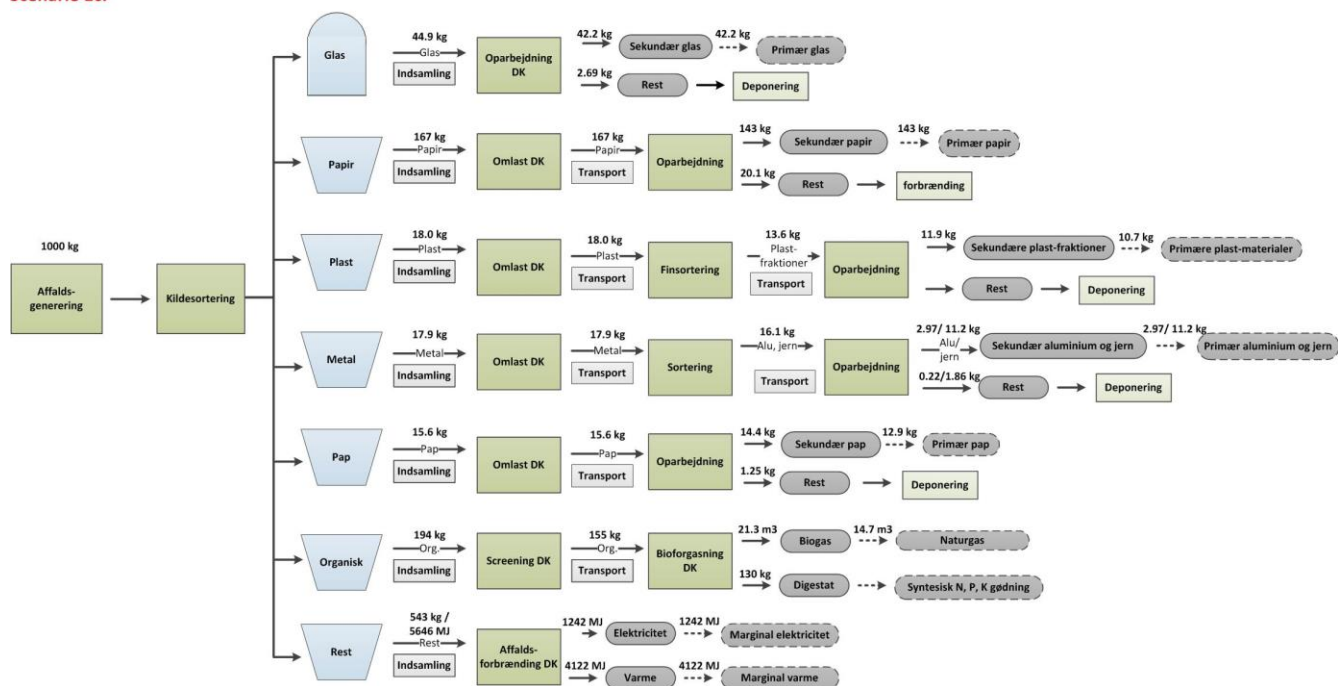
Figur 7 Diagram for scenarie 1A med masse-/energistrømme. Blå figurer repræsenterer kildesortering i kube eller spand. Behandling af affaldsfraktioner er vist ved mørkegrøn firkant og behandling af rest-produkter er vist ved lysegrøn firkant. Biprodukter er vist ved mørkegrå blød firkant, og undgåede produkter er vist ved mørkegrå blød firkant med stiplede kant. Processer der foregår i Danmark med er markeret med "DK"; andre processer foregår i Europa eller resten af verden. Transport og indsamling er vist ved lysegrå firkant. Transport af rest til endelig deponering er også inkluderet, men ikke vist.

Scenarie 1b:



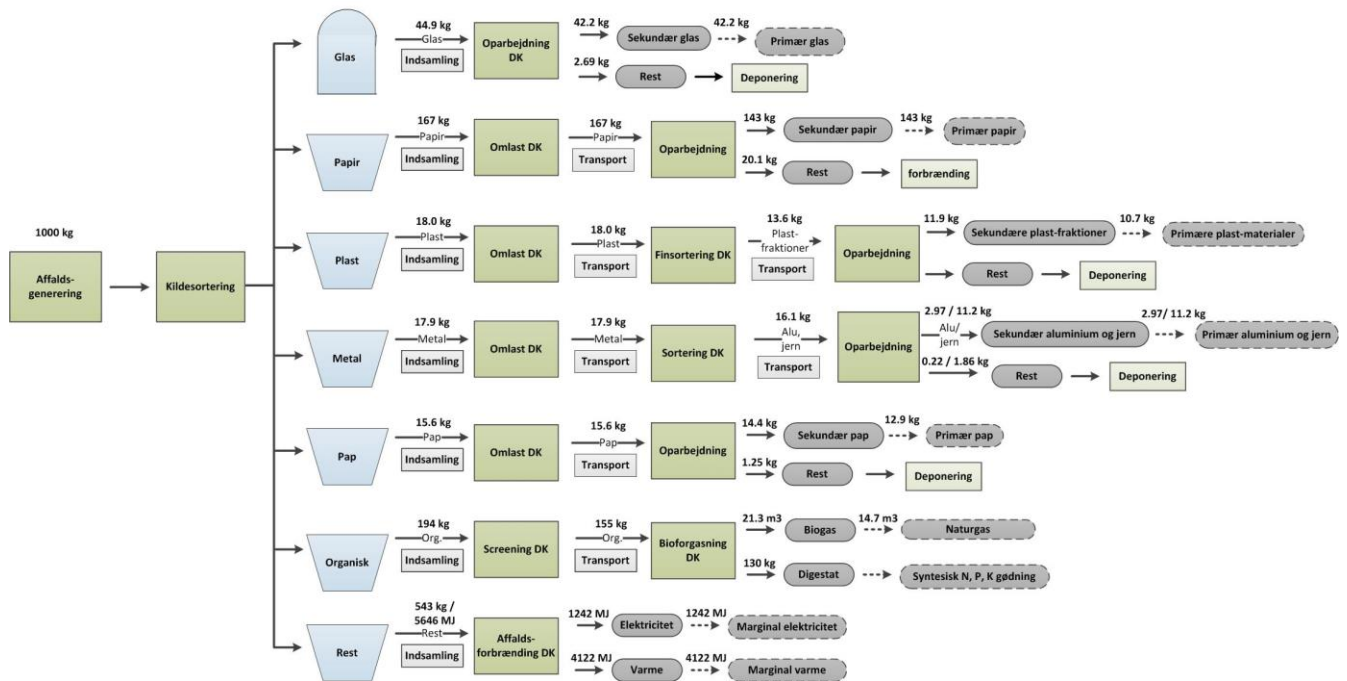
Figur 8 Diagram for scenarie 1B med masse-/energistrømme. Behandling af affaldsfraktioner er vist ved mørkegrøn firkant og behandling af rest-produkter er vist ved lysegrøn firkant. Biprodukter er vist ved mørkegrå blød firkant, og undgåede produkter er vist ved mørkegrå blød firkant med stiplede kant. Transport og indsamling er vist ved lysegrå firkant. Processer der foregår i Danmark med er markeret med "DK"; andre processer foregår i Europa eller resten af verden. Oparbejdning af aluminium og jern sker på forskellige anlæg, men er vist i samme boks for at spare plads. Transport af rest til endelig deponering er også inkluderet, men ikke vist.

Scenarie 1c:



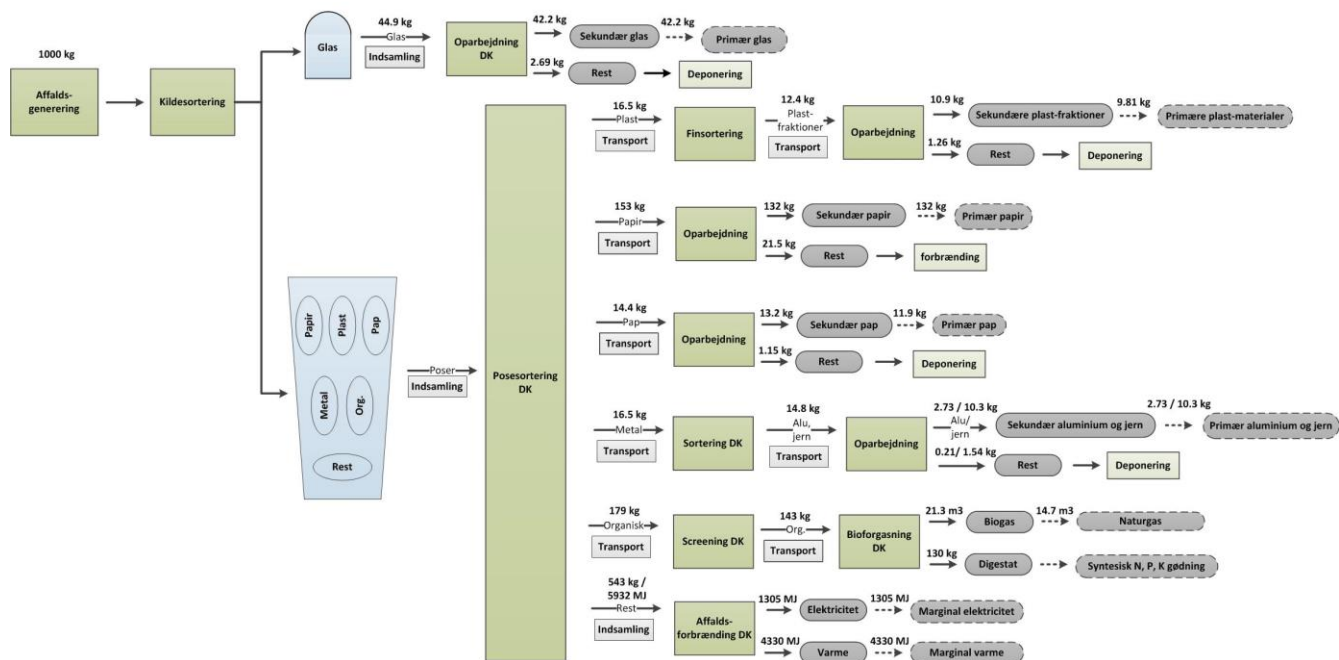
Figur 9 Diagram for scenarie 1C med masse-/energistrømme. Behandling af affaldsfraktioner er vist ved mørkegrøn firkant og behandling af rest-produkter er vist ved lysegrøn firkant. Biprodukter er vist ved mørkegrå blød firkant, og undgåede produkter er vist ved mørkegrå blød firkant med stiplede kant. Transport og indsamling er vist ved lysegrå firkant. Processer der foregår i Danmark med er markeret med "DK"; andre processer foregår i Europa eller resten af verden. Oparbejdning af aluminium og jern sker på forskellige anlæg, men er vist i samme boks for at spare plads. Transport af rest til endelig deponering er også inkluderet, men ikke vist.

Scenarie 1d:



Figur 10 Diagram for scenarie 1D med masse-/energistrømme. Behandling af affaldsfraktioner er vist ved mørkegrøn firkant og behandling af rest-produkter er vist ved lysegrøn firkant. Biprodukter er vist ved mørkegrå blød firkant, og undgåede produkter er vist ved mørkegrå blød firkant med stiplede kant. Transport og indsamling er vist ved lysegrå firkant. Processer der foregår i Danmark er markeret med "DK"; andre processer foregår i Europa eller resten af verden. Oparbejdning af aluminium og jern sker på forskellige anlæg, men er vist i samme boks for at spare plads. Transport af rest til endelig deponering er også inkluderet, men ikke vist.

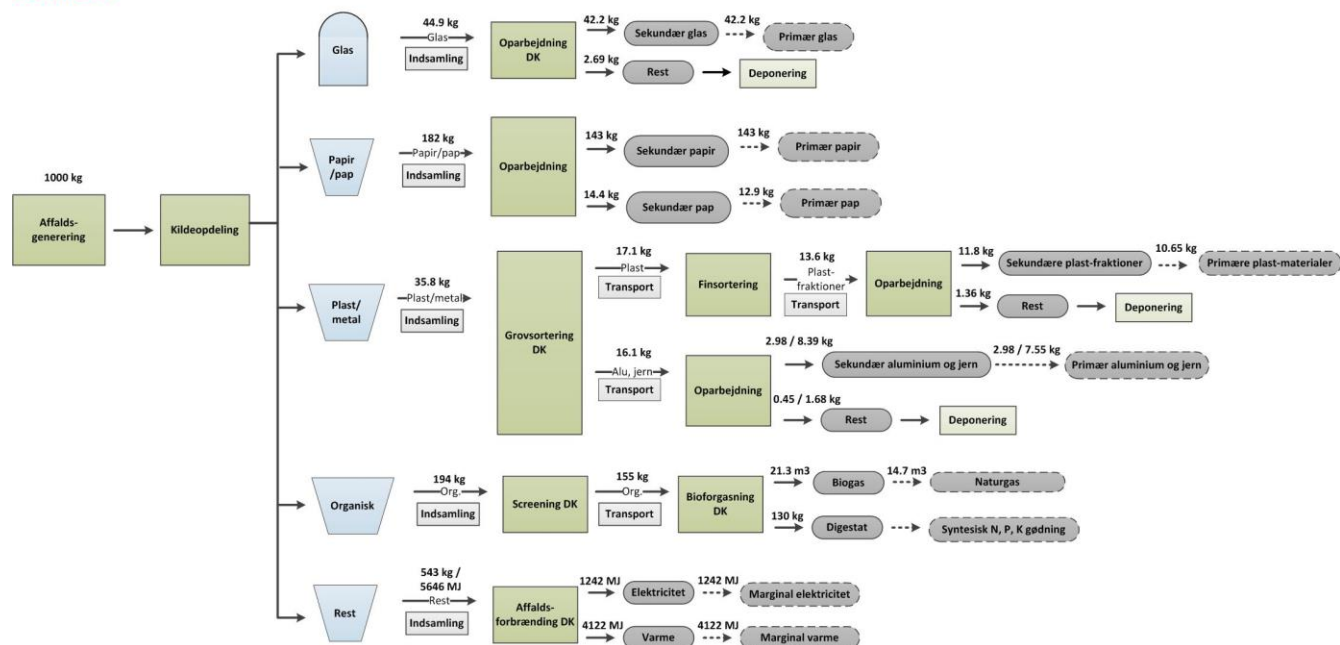
Scenarie 1e:



Figur 11 Diagram for scenarie 1E med masse-/energistrømme. Behandling af affaldsfraktioner er vist ved mørkegrøn firkant og behandling af rest-produkter er vist ved lysegrøn firkant. Biprodukter er vist ved mørkegrå blød firkant, og undgåede produkter er vist ved mørkegrå blød firkant med stiplede kant. Transport og indsamling er vist ved lysegrå firkant. Processer der foregår i Danmark med er markeret med "DK"; andre processer foregår i Europa eller resten af verden. Oparbejdning af aluminium og jern sker på forskellige anlæg, men er vist i samme boks for at spare plads. Transport af rest til endelig deponering er også inkluderet, men ikke vist.

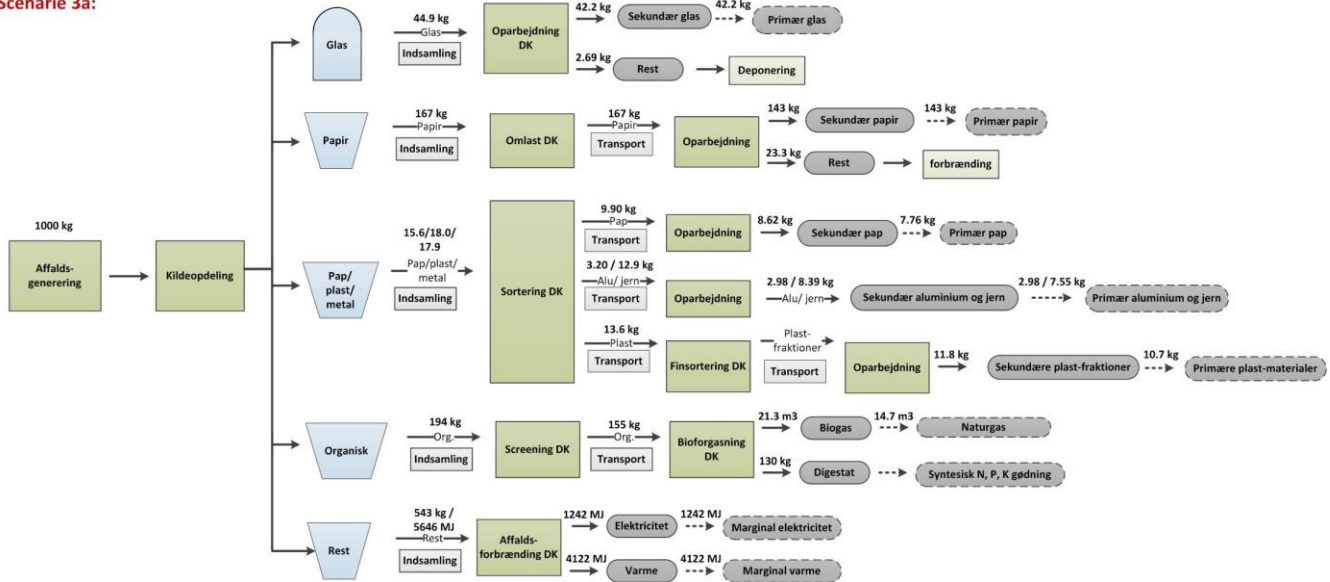
4.3 Scenarier med kildeopdeling (2A, 3A-3B)

Scenarie 2a:



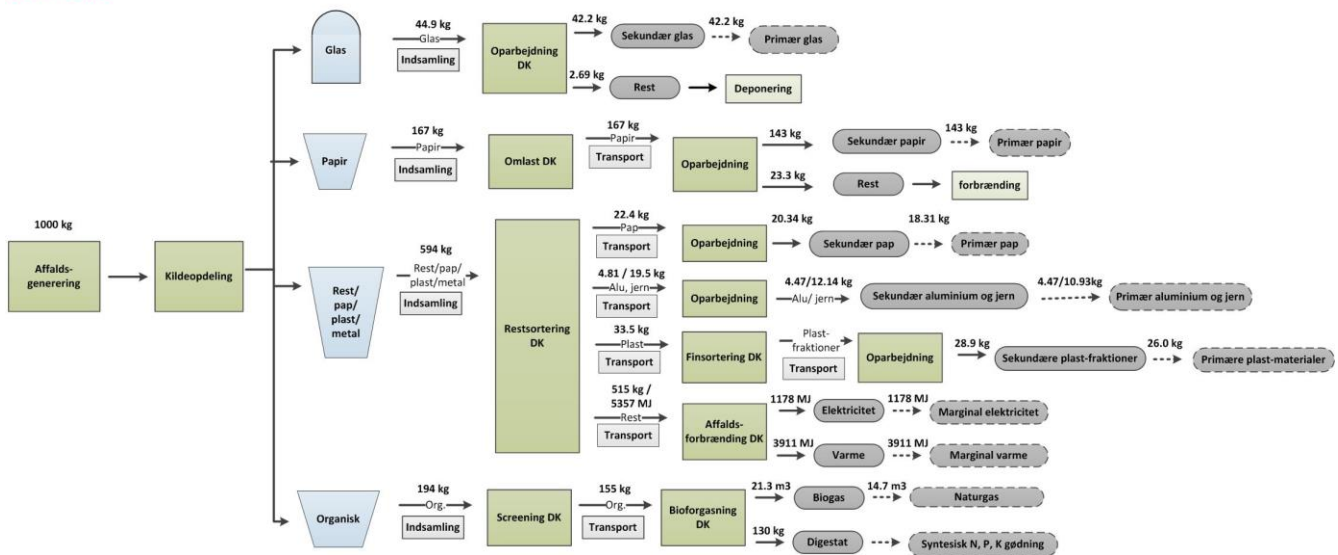
Figur 12 Diagram for scenarie 2A med masse-/energistrømme. Behandling af affaldsfraktioner er vist ved mørkegrøn firkant og behandling af rest-produkter er vist ved lysegrøn firkant. Biprodukter er vist ved mørkegrå blød firkant, og undgåede produkter er vist ved mørkegrå blød firkant med stiplede kant. Transport og indsamling er vist ved lysegrå firkant. Processer der foregår i Danmark med er markeret med "DK"; andre processer foregår i Europa eller resten af verden. Oparbejdning af aluminium og jern sker på forskellige anlæg, men er vist i samme boks for at spare plads. Transport af rest til endelig deponering er også inkluderet, men ikke vist.

Scenarie 3a:



Figur 13 Diagram for scenarie 3A med masse-/energistrømme. Behandling af affaldsfraktioner er vist ved mørkegrøn firkant og behandling af rest-produkter er vist ved lysegrøn firkant. Biprodukter er vist ved mørkegrå blød firkant, og undgåede produkter er vist ved mørkegrå blød firkant med stiplede kant. Transport og indsamling er vist ved lysegrå firkant. Processer der foregår i Danmark med er markeret med "DK"; andre processer foregår i Europa eller resten af verden. Oparbejdning af aluminium og jern sker på forskellige anlæg, men er vist i samme boks for at spare plads. Transport af rest til endelig deponering er også inkluderet, men ikke vist.

Scenarie 3b:



Figur 14 Diagram for scenarie 3B med masse-/energistrømme. Behandling af affaldsfraktioner er vist ved mørkegrøn firkant og behandling af rest-produkter er vist ved lysegrøn firkant. Biprodukter er vist ved mørkegrå blød firkant, og undgåede produkter er vist ved mørkegrå blød firkant med stiplede kant. Transport og indsamling er vist ved lysegrå firkant. Processer der foregår i Danmark med er markeret med "DK"; andre processer foregår i Europa eller resten af verden. Oparbejdning af aluminium og jern sker på forskellige anlæg, men er vist i samme boks for at spare plads. Transport af rest til endelig deponering er også inkluderet, men ikke vist.

5. Planlægning af dataindsamling og særlige beregninger

5.1 Planlægning af dataindsamling

Tabel 4 viser en liste over typer data indsamlet per proces/behandlingsanlæg.

Tabel 4 Overordnet liste over data der skal indsamles for de processer og behandlingsanlæg i scenarierne.

Proces/behandlingsanlæg	Data der skal indsamles
Affaldsmængde og -sammensætning	<ul style="list-style-type: none"> • Samlede årlige affaldsmængder i de tre oplande (ton per år) • Detaljeret sammensætning med underfraktioner af plast, metal, organisk, papir, pap, glas og rest (% andele) • Fysisk-kemisk sammensætning af underfraktioner (% TS)
Kildesortering	<ul style="list-style-type: none"> • Effektiviteter af udsortering af plast, metal, organisk, papir, pap og glas (%) • Indsamlingsstrategi: opdelt eller sorteret
Indsamling	<ul style="list-style-type: none"> • Forbrug af diesel (liter per kg affald) • Dieselforbrug afhænger af affaldsfraktioner og indsamlingsrute
Centrale sorteringsanlæg	<ul style="list-style-type: none"> • Effektiviteter (% udsorteret per indsamlet mængde) • Rejekt til forbrænding • Energi- og vandforbrug (forbrug per kg affaldsinput)
Affaldsforbrænding	<ul style="list-style-type: none"> • Emissioner til luft, bundaske og flyveaske (input-specifikke, proces-specifikke) • Forbrug af materialer til røggasrensning (kg per affald) • Genvinding af metal-skrot fra bundaske (% metal i affald) • Energifremstilling: Elektricitet og varme (% nedre brændværdi)
Genanvendelse af affaldsfraktioner	<ul style="list-style-type: none"> • Oparbejdning til sekundære materialer: <ul style="list-style-type: none"> – A-faktor (% materiale-tab) – Forbrug (kg per kg input) – Emissioner (kg per kg input) • Fortrængning af primære materialer: <ul style="list-style-type: none"> – B-faktor (kg primær materiale per kg sekundær materialer) – Forbrug (kg per kg input) – Emissioner (kg per kg input)
Bioforgasning	<ul style="list-style-type: none"> • Screening (% udsorteret til forgasning, forbrug) • Udbytte biogas (% af nedbrydelig kulstof) • Forbrug (kg per kg input) • Opgradering og nyttiggørelse af biogas <ul style="list-style-type: none"> – Energiforbrug ved opgradering (kWh per m³ CO₂ og CH₄) – Energiforbrug ved kompression (kWh per m³ CH₄) – Fortrængt produktion og afbrænding af naturgas • Nyttiggørelse af digestat/pulp i jordbrug <ul style="list-style-type: none"> – Fordeling af C-, N- og P-specieringer ml. jord, vand og luft (%) – Fortrængning af syntetisk N-, P-, K-gødning (kg per kg digestat)

Transport

- Type lastbil (kapacitet, Eurostandard)
- Afstande (kg-km kørt)

5.2 Beregning af ekstra plastforbrug til posesortering i scenarie 1E

I Miljøprojekt 1458, side 41 (Jensen et al., 2013), er angivet en oversigt over plastforbrug i kg/husstand/år baseret på et ugentligt forbrug af poser i de i projektet inkluderede scenarier. Modsat Miljøprojekt 1458 bygger denne LCA på konsekvens-metodik og inddrager dermed kun det additionelle poseforbrug som følge af posesortering i husstandene i scenarie 1E. Da scenarierne i nærværende analyse ikke er 1:1 med scenarierne i Miljøprojekt 1458, er foretaget et groft estimat af merforbruget i scenarie 1E med posesortering af papir/plast/pap/metal sammenlignet med scenarierne uden posesortering af papir/plast/pap/metal:

- Maksimum plastforbrug fra posesortering (Miljøprojekt 1458) = ~6 kg plast/år/husstand; antages her at svare til scenarie 1E i denne analyse.
- Minimum plastforbrug fra posesortering (Miljøprojekt 1458) = ~3 kg plast/år/husstand; antages her at svare til scenarierne uden posesortering i denne analyse.
- Additional plastforbrug (kg plast/uge/husstand) = 6 kg plast/år/husstand – 3 kg plast/år/husstand = 3 kg plast/år/husstand
- Additional plastforbrug, enfamilieboliger (kg plast/kg affald) = 3 kg plast/år/husstand / 603 kg affald/år/husstand = 0.005 kg plast/kg affald = 5 g plast/kg affald
- Additional plastforbrug, etageboliger (kg plast/kg affald) = 3 kg plast/år/husstand / 569 kg affald/år/husstand = 0.005 kg plast/kg affald = 5 g plast/kg affald

5.3 Beregning af ekstra bioplastforbrug til sortering af organisk i scenarie 1A-3B

Der er foretaget et groft estimat af forbruget af bioplast i husholdningerne til udsortering af organisk affald:

- En pose vejer ca. 7 g (vægt af bioplast-pose udleveret i Københavns Kommune)
- Det antages at etageboliger bruger 1 pose/uge (7 g bioplast) og enfamilieboliger bruger 0.75 pose/uge (5.25 g bioplast)
- Bioplastforbrug, enfamilieboliger (kg plast/kg affald) = 5.25 g bioplast/uge/husstand / 603 kg affald/uge/husstand = 0.010 g bioplast/kg affald
- Bioplastforbrug, etageboliger (kg plast/kg affald) = 7 g bioplast/uge/husstand / 569 kg affald/uge/husstand = 0.012 g bioplast/kg affald

5.4 Beregning af mængde kWh produceret energi jf. begrænset biomasse

I Figur 3 er det vist at konsekvensen ved antagelse om begrænset biomasse er at genanvendelse af papir fører til frigivelse af jomfruelig biomasse til energiproduktion, som videre fører til fortrængning af marginal energi. Det er her antaget, at kun elektricitet (og ikke varme) med biomasse produceres og at marginal elektricitet fortrænges.

Proces for elproduktion med træ og proces for fortrængt marginal elproduktion er baseret på ecoinvent data:

- Elproduktion med træ: "electricity production, wood, future – GLO" (se

- Tabel 17)
- Marginal elproduktion: "market group for electricity, high voltage – RER" (se
- Tabel 17)

Følgende punkter opsummerer estimeret fortrængt marginal el per kg genanvendt papir:

- Mængde træ per mængde papir = ~3 kg træ/kg papir (web-reference⁴)
- Mængde træ per kWh (ecoinvent datasæt): 0.529 kg træ/kWh = 1.89 kWh/kg træ
- Produceret el per kg genanvendt papir = 3 kg træ/kg papir \times 1.89 kWh/kg træ = 5.67 kWh/kg papir
- Fortrængt marginal el per kg genanvendt papir = -5.67 kWh/kg papir
- For pap antages det at man vil kunne udnytte biomasse bedre, så her antages det at der er ca. ~1.5 kg træ/kg pap
- Fortrængt marginal el per kg genanvendt pap = -2.83 kWh/kg papir

⁴ <http://cua6.urban.csuohio.edu/~sanda/syl/envpol/materials/GREEN%20FACTS.pdf>

6. Kortlægning af anvendte livscyklusdata

6.1 Affaldssammensætning

Tabel 5 viser affaldssammensætningen for de 7 fælles fraktioner i SØK og LCA. **Figur 7** viser en videre inddeling af plast og metal i dets respektive underfraktioner. De 7 fraktioner i

Tabel 6 blev inddelt i 48 underfraktioner til anvendelse i LCA-modellen, som vist i

Tabel 7. Navngivning af de 48 affaldsfraktioner er jf. Riber et al. (2009).

I

Tabel 7 er den procentvise fordeling mellem underfraktioner i EASETECH (kolonne 1 og 2) anvendt for alle materialer undtagen plast og metal, for hvilke fordelingerne i Tabel 5 er anvendt. Fordelingen mellem underfraktioner er kombineret med den overordnede fordeling af materialefraktioner for at beregne den justerede fordeling mellem de 48 fraktioner i

Tabel 7 (kolonne 6 og 7).

Tabel 5 Anvendt affaldssammensætning fælles for SØK og LCA bestående af 7 affaldsfraktioner. Reference: Hovedrapporten.

Materialefraktion	Enfamiliebolig	Etagebolig	Enfamiliebolig	Etagebolig
	kg/husholdning/år		Andel (%)	
Restaffald	135	122	22	21
Organisk	215	208	36	37
Papir	120	120	20	21
Pap	16	16	2,7	2,8
Plast	51	46	8,5	8,1
Metal	20	17	3,3	3,0
Glas	46	40	7,6	7,0
Total	603	569	100	100

Tabel 6 Fordeling imellem plastfraktioner og metalfraktioner. Reference: Hovedrapporten.

Plast	Fordeling, plast (%)	Metal	Fordeling, plast
PET	10	Aluminium	20
HDPE	8	Jern/ferro	80
LDPE	43		
PP	16		
PS + Øvrig	23		
SUM	100		100

Tabel 7 Detaljeret affaldssammensætning med 48 underfraktioner. Kolonne 6 og 7 viser justeret affaldssammensætning som er anvendt i LCA'en for enfamilieboliger og etageboliger.

Procentvis fordeling af underfraktioner i EASETECH		Fordeling af de 7 fælles fraktioner			Justeret fordeling af underfraktioner	
Underfraktion	Fordeling (%)	Fælles fraktion	Enfamilieboliger (%)	Etageboliger (%)	Enfamilieboliger (%)	Etageboliger (%)
Vegetabilsk madaffald	36	Organisk	35,7	36,6	24,9	25,5
Animalsk madaffald	11,09				7,66	7,85
Ugeblade	3,33	Papir	19,9	21,1	8,25	8,75
Aviser	1,01				2,50	2,65
Reklamer	3,53				8,75	9,27
Bøger og telefonbøger	0,04				0,099	0,105
Kontorpaper	0,1				0,248	0,263
Andet rent papir	0,02				0,0496	0,0525
Papir og papbeholdere	1,21	Pap	2,7	2,8	0,994	1,053
Andet rent pap	2,02				1,76	1,76
Mælkekartoner (karton/plast)	1,31	Rest	22,4	21,4	1,11	1,06
Juicekartoner (karton/plast/aluminium)	0,4				0,339	0,325
Køkkenrulle	3,33				2,82	2,70
Andet beskidt papir	3,31				2,81	2,69
Blød plast, rent*	0,91	Plast (LDPE)	8,46	8,08	3,64	3,48
Plastflasker, rent*	3,23	Plast (PET)			0,592	0,566
Andet hård plast, rent*	1,21	Plast (PP, HDPE, PET)			2,28	2,18
Ikke genanvendeligt plast, beskidt	0,91	Plast (PS, Øvrig)			1,95	1,86
Blomster og haveaffald	4,54	Organisk			3,14	3,21
Dyreekskrementer	1,11	Rest	22,4	21,4	0,94	0,90
Bleer, bind og tamponer	5,34				4,53	4,34
Vat og forbindinger	0,3				0,25	0,24
Handsker, vaskeklude og andet hygiejneaffald	0,2				0,17	0,16
Træ	0,4				0,34	0,32
Tekstiler	1,82				1,54	1,48
Sko og læder	0,4				0,34	0,32
Gummi	0,1				0,08	0,08
Kontorartikler, plastprodukter og	0,1				0,08	0,08

andre sammensatte produkter						
Cigaretskodder	0,2				0,17	0,16
Andet brændbart	1,01				0,86	0,82
Støvsugerposer	0,91				0,77	0,74
Klart glas	0,71	Glas	7,63	7,03	2,2	2,1
Grønt glas	1,21				3,8	3,5
Brunt glas	0,1				0,3	0,3
Andet ikke genanvendeligt glas	0,4				1,3	1,2
Aluminiumsdåser (drikke)	0,4	Aluminium	0,663	0,598	0,20	0,18
Aluminiumbakker og -folie	0,5				0,26	0,23
Aluminiumfolie med plast-coating	0,4				0,20	0,18
Konservesdåser (stål)	0,91	Jern/Stål	2,65	2,39	2,65	2,4
Andet metal	0,91	Rest	22,4	21,4	0,77	0,74
Jord	0,3				0,25	0,24
Sten, mursten, cement, m.m.	0,81				0,69	0,66
Rest/aske	0,3				0,25	0,24
Keramik og porcelæn	0,71				0,60	0,58
Kattegrus	1,41				1,20	1,15
Batterier	0,1				0,08	0,08
Andet ikke brændbart	0,71				0,60	0,58
Andet beskidt pap	0,91				0,77	0,74
SUM	1,0		100	100	100	100

*Antagelser: "Blød plast" er 100 % LDPE; "Plastflasker" er 100 % PET; og "Hård plast" er fordelt imellem 30 % HDPE, 30 % PET og 40 % PP.

6.2 Kildesorteringseffektiviteter

Den sortering der udføres ved husstandene/husholdningerne er opdelt i kilde-*sortering*, hvor borgeren opdeler i enkeltfraktioner, og kilde-*opdeling* hvor borgerne opdeler fraktioner i samlede mængder, for eksempel metal og plast. I dette studie vil der ikke være forskel på effektiviteterne alt efter om det er kildesortering eller kildeopdeling; det vil kun styre hvor fraktionerne sendes til behandling. Ydermere opdeles i henholdsvis henteordninger hvor affaldet opsamles ved husholdningen, og bringeordninger hvor affald afleveres i kubere. Kun glas og papir indgår i bringeordninger, hvor glas udelukkende opsamles i bringeordninger. De anvendte effektiviteter er givet i Tabel 8 og er baseret på COWI Excelark "Indsamling – Sorteringseffektiviteter". Antaget 0 % fejlsortering af "Rest" i alle udsorterede fraktioner.

Tabel 8 Effektiviteter af kildesortering og kildeopdeling for enfamilieboliger og etageboliger. Reference: Hovedrapporten.

Fraktion/Boligtype	Hente (spand)		Bringe (kub)	
	Enfamilie	Etage	Enfamilie	Etage
Papir	90	70	85	65
Pap	60	50	ir	ir
Plast	30	25	ir	ir
Metal	60	50	ir	ir
Glas	80	75	75	70
Organisk	60	45	ir	ir

Ir = Ikke relevant for denne boligtype.

6.3 Centralsorterings- og screeninganlæg

Affaldsfraktioner indsamlet til genanvendelse sendes til enten grovsortering efterfulgt af finsortering hvis affaldet indsamles som kildeopdelt, eller udelukkende til finsortering hvis affaldet er kildesorteret. Posesorteringen vil også have behov for en efterfølgende finsortering. I Tabel 9 ses en beskrivelse af effektiviteterne for de inkluderede centralsorteringsanlæg.

Tabel 9 Sorteringseffektiviteter for de inkluderede centralsorteringsanlæg. Glas er ikke inkluderet da det ikke sorteres på et centralsorteringsanlæg i scenarierne. Reference Antagelser foretaget af DTU og COWI.

Fraktion	Grovsorterings-anlæg (%)	Finsorterings-anlæg (%)	Grov- og finsorterings-anlæg (%)	Restsorterings-anlæg (%)	Posesorterings-anlæg (%)
Blandet plast	96	-	-	65	92
PP	-	90	85	-	-
PET	-	90	85	-	-
HDPE	-	90	85	-	-
LDPE	-	72	70	-	-
Metal	-	-	-	-	92
Aluminium	90	-	90	85	-
Jern/stål	90	-	90	85	-
Pap	-	-	60	40	92
Papir	-	-	-	30	92

Tabel 10 viser så de resulterende effektiviteter af udsortering af materialer på centralsorteringsanlæggene i de enkelte scenarier. De resulterende effektiviteter er en kombination af effektiviteterne på de enkelte sorteringsanlæg vist i Tabel 9.

Tabel 10 Oversigt over resulterende effektiviteter af affaldsfraktioner sendt til centralsorteringsanlæg i scenarie 1B-1D samt 1E, 2A, 3A og 3B. De resulterende effektiviteter er eksklusiv kildesortering og før fraktionerne sendes til oparbejdning/genanvendelse. Parentesen viser regnestykket bag de resulterende effektiviteter. Scenarie 0A-0C og 1A er ikke vist, da der ikke sendes affald til centralsortering i disse scenarier (materialer udsorteres kun enkeltvis).

Fraktion	1B, 1C, 1D	1E (posesortering)	2A (kildeopdelt)	3A (kildeopdelt)	3B (kildeopdelt, restsortering)
PP	86,4 (=96%*90%)	79,5 (=92%*90%*96%)	85,5 (=95%*90%)	85,5 (=95%*90%)	58,5 (=95%*65%)
PET	86,4 (=96%*90%)	79,5 (=92%*90%*96%)	85,5 (=95%*90%)	85,5 (=95%*90%)	58,5 (=95%*65%)
HDPE	86,4 (=96%*90%)	79,5 (=92%*90%*96%)	85,5 (=95%*90%)	85,5 (=95%*90%)	58,5 (=95%*65%)
LDPE	69,1 (=96%*72%)	63,6 (=92%*72%*96%)	68,4 (=95%*72%)	68,4 (=95%*72%)	46,8 (=72%*65%)
Aluminium	90	82,8 (=90%*92%)	90	90	76,5 (=85%*90%)
Jern/stål	90	82,8 (=90%*92%)	90	90	76,5 (=85%*90%)
Pap	-	92	100*	60	40
Papir	-	92	100*	-	30

*Papir er 100 % da det antages at lavere kvalitet af papir bliver til ny pap, dvs. der tabes ikke noget papir til forbrænding på sorterings-/oparbejdningsanlægget.

De følgende tabeller viser data for energiforbrug på centralsorteringsanlæggene.

Tabel 11 Sortering af blandet plast-metal (scenarie 2A). Energiforbrug. Antager samme forbrug ved screening af kildesorteret organisk dagrenovation før bioforgasningsanlæg.

Forbrug	Enhed	Værdi
Elektricitet	kWh/kg plast-metal	0,020
Diesel	l/kg plast-metal	0,0014

Tabel 12 Sortering af plast og metal på separate anlæg. Energiforbrug.

Forbrug	Enhed	Værdi
Elektricitet	kWh/kg input	0,036
Diesel	l/kg input	0,0012

Tabel 13 Posesorteringsanlæg (scenarie 1E) og restsorteringsanlæg (scenarie 3B). Energiforbrug.

Forbrug	Enhed	Værdi
Posesortering: Elektricitet	kWh/kg input	0,008
Restsortering: Elektricitet	kWh/kg input	0,018
Restsortering: Diesel	l/kg input	0,0012

Tabel 14 Effektivitet af screening af kildesorteret organisk dagrenovation før bioforgasningsanlæg. Samme effektiviteter som i Miljøprojekt 1458, side 47 (Jensen et al., 2013).

Fraktioner	Frasorteret (%)	Til bioforgasning (%)
Vegetable food waste	20	80
Animal food waste	20	80
Yard waste	20	80
Resterende fraktioner	100	0

6.4 Indsamling og transport

Tabel 15 Dieselforbrug ved indsamling og transport med lastbil. Dieselforbrug varierer for afhentning af forskellige affaldsfraktioner. Reference til dieselforbrug ved indsamling af papir, glas og restaffald (Larsen et al., 2009), samme forbrug som for papir er antaget for plast, organisk og pap. Referencer til dieselforbrug og emissioner fra transport: (Bergvall and Westerholm, 2009; Chiang et al., 2012; Dieselnat, 2002; Karavalakis et al., 2009; Lin et al., 2008; Olesen, 2013; Vouitsis et al., 2007; Winther and Slentø, 2010).

	Proces i EASETECH database	Forbrug af diesel	Enhed	Per
Indsamling	Collection vehicle, 10t Euro6, urban traffic, 1 litre diesel, 2012	Rest: 0,00307	liter	kg våd vægt affald
		Glas: 0,0049		
		Papir/plast/organisk/pap: 0,00659		
Transport	Truck, 28t-32t, Euro6, highway	1,46E-05	kg	kg våd vægt affald*km kørt

Tabel 16 Transportafstande i scenarierne. Estimer af DTU Miljø og COWI.

Materiale	Fra	Til	Afstand (km)
<i>Generelt for alle scenarier</i>			
Papir/pap	Opland/omlast/sorteringsanlæg, DK	Oparbejdningssanlæg, SE	200
Plast/metal	Opland/omlast/sorteringsanlæg, DK	Oparbejdningssanlæg, DE	300
Organisk affald	Opland, DK	Bioforgasningsanlæg, DK	50
Pulp	Bioforgasningsanlæg, DK	Landbrugsjord, DK	50
Glas	Kuber/omlast, DK	Oparbejdningssanlæg, DK	100
Restaffald	Behandlingsanlæg	Affaldsforbrændingsanlæg	50
Papir	Omlast, DK	Transport af papir, DK	30
Restaffald	Husholdning, DK	Affaldsforbrændingsanlæg, DK	20
Flyveaske	Forbrændingsanlæg	Deponering af flyveaske, DE	300
Bundaske	Forbrændingsanlæg	Lokation for nyttiggørelse	50
<i>Kun i enkelte scenarier</i>			
1D, blandet plast	Opland, DK	Finsortering, DK	110
2A, plast/metal	Opland, DK	Grovsorteringsanlæg, DK	56
3A, pap/plast/metal	Opland, DK	Finsorteringsanlæg, DK	56
3B, blandede fraktioner	Opland, DK	Restaffaldssorteringsanlæg	56

6.5 Oversigt over anvendt baggrundsdata

Tabel 17 viser en liste over anvendt baggrundsdata for opstrøms produktion af materialer, kemikalier og energi. Som udgangspunkt er data fra ecoinvent anvendt for at sikre konsistens i datavalg. I ecoinvent kan vælges mellem forskellige databaser, alt efter om LCA'en er en tilskrivnings- eller konsekvens-LCA. Da nærværende LCA er udført som en konsekvens-LCA er det valgt at anvende data fra konsekvens-databasen i ecoinvent, betegnet "Substitution, consequential, long-term". En undtagelse fra brugen af ecoinvent konsekvens-data er til modellering af dansk marginal varme med biogas, som vist i

Tabel 17. Her er i stedet anvendt data fra ecoinvent databasen "Allocation, at the point of substitution".

Tabel 17 Liste over anvendt baggrundsdata. Alle processer er fra ecoinvent databasen, version 3.4. Processerne er enten fra ecoinvent databasen "Substitution, consequential, long-term" (her: CON) eller ecoinvent databasen "Allocation at the point of substitution" (her: APOS). GLO = global geografisk dækning. RER = Europæisk geografisk dækning.

Aktivitet	Navn på proces	Reference -enhed	Ecoinvent database
<i>Produktion af primære/jomfruelige materialer</i>			
Aluminium	aluminium ingot, primary, to aluminium, cast alloy market - GLO	kg	CON
Stål	market for steel, low-alloyed, hot rolled - GLO	kg	CON
Glas	packaging glass production, brown - RER w/o CH+DE	kg	CON
Plast, HDPE	polyethylene production, high density, granulate - RER	kg	CON
Plast, LDPE	polyethylene production, low density, granulate - RER	kg	CON
Plast, PET	polyethylene terephthalate production, granulate, amorphous - RER	kg	CON
Plast, PP	polypropylene production, granulate - RER	kg	CON
Pap	kraft paper production, unbleached - RER	kg	CON
Papir (avispapir)	market for paper, newsprint - RER	kg	CON
<i>Produktion af kemikalier</i>			
Fosfat, gødning	ammonium nitrate phosphate production - RER	kg	CON
Nitrat, gødning	calcium ammonium nitrate production - RER	kg	CON
Kalium, gødning	market for potassium fertiliser, as K ₂ O - GLO	kg	CON
Kalciumkarbonat, CaCO ₃	calcium carbonate production, precipitated - RER	kg	CON
Kalciumhydroxid, Ca(OH) ₂	Market for lime; hydrated; packed - GLO	kg	CON
Natriumhydroxid, NaOH	market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state - GLO	kg	CON
Hydrogenchlorid, HCl	hydrochloric acid production, from the reaction of hydrogen with chlorine - RER	kg	CON
Aktivt karbon	market for activated carbon, granular - GLO	kg	CON
Flydende nitrogen	market for nitrogen, liquid - RER	kg	CON
Proces-damp	steam production, in chemical industry - RER	kg	CON
Oxygen	Market for oxygen, liquid; RER	kg	CON
Vand	Tap water production, conventional treatment; Europe without Switzerland	kg	CON
<i>Produktion af fossile brændsler</i>			
Diesel	market for diesel - Europe without Switzerland	kg	CON
Olie	market for heavy fuel oil - Europe without Switzerland	kg	CON
Naturgas	market for natural gas, from high pressure network (1-5 bar), at service station GLO	kg	CON
<i>Produktion af elektricitet og varme</i>			
Marginal elektricitet med biomasse	electricity production, wood, future - GLO	kWh	CON
Marginal elektricitet med vind	electricity production, wind, <1MW turbine, onshore - DK	kWh	CON
Marginal elektricitet med naturgas	electricity production, natural gas, 10MW - CH	kWh	CON
Marginal elektricitet i Europa	market group for electricity, high voltage - RER	kWh	CON

Marginal varme med kul	heat production, at hard coal industrial furnace 1-10 MW – Europe without Switzerland	MJ	CON
Marginal varme med olie	heat production, heavy fuel oil, at industrial furnace 1 MW - CH	MJ	CON
Marginal varme med biogas	Heat and power co-generation, biogas, gas engine - DK	MJ	APOS
Marginal varme med biomasse/træ	Heat production, hardwood chips from forest, at furnace 5000 kW, state-of-the-art 2014 - CH	MJ	CON
Marginal varme med naturgas	Heat production, natural gas, at boiler modulating > 100 kW – Europe without Switzerland	MJ	CON
Marginal varme i Europa	market group for heat, district or industrial, natural gas – RER	MJ	CON

6.6 Direkte emissioner ved forbrug af diesel

Der forbruges og forbrændes diesel på sorterings- og oparbejdningsanlæg, hvilket fører til direkte emissioner til luft fra det samlede affaldssystem i scenarierne. De anvendte direkte emissioner er vist i Tabel 18.

Tabel 18 Direkte emissioner til luft fra forbrænding af diesel på sorterings- og oparbejdningsanlæg.

Referencer: LIPASTO (http://www.lipasto.vtt.fi/yksikkopaastot/muute/tyokoneete/diesel_a_te.htm) og ILCD (<http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/dataset2.vm?id=41>).

Stof	Værdi	Enhed
Carbonmonoxid, CO	0,007891	kg per l diesel
Hydrogenchlorid, HCl	0,00263	kg per l diesel
Nitrogenoxider, NOx	0,0217	kg per l diesel
Partickler > 2.5 um og < 10um	0,001118	kg per l diesel
Methan, CH ₄	0,000148	kg per l diesel
Dinitrogen-monoxid, N ₂ O	6,905E-05	kg per l diesel
Svovldioxid, SO ₂	1,677E-05	kg per l diesel
Carbondioxid, CO ₂	2,607	kg per l diesel

6.7 Affaldsforbrænding

Nedenstående viser anvendte data til modellering af affaldsforbrændingsprocessen. Forbrændingsprocessen repræsenterer et generisk dansk anlæg fra år 2012. Røggasrensningen er baseret på Vestforbrænding i år 2011. Forbrændingen foregår med risteovn og våd røggasrensning. NO_x er fjernet med selektiv non-katalytisk reduktion (SNCR), og dioxin og kviksølv er fjernet med aktivt kulstof. Emissioner fra behandling af spildevand foregår i kommunalt spildevandsanlæg. Udledning fra bundaske er inkluderet ved nyttiggørelse af bundasken som vejmateriale. Den producerede el og varme udnyttes som elektricitet på elnettet og lokal fjernvarme. Aluminium- og jern-scrap er fjernet fra bundasken til oparbejdning og genanvendelse.

Tabel 19 Forbrug og emissioner fra affaldsforbrænding i Danmark og i udlandet. Den genererede elektricitet og varme fortrænger marginal el og varme i Danmark og udlandet, afhængig af placering af forbrændingsanlægget. Samme værdier som i Miljøprojekt 1458 (Jensen et al., 2013).

Forbrug		
Hjælpstoffer (kg per kg input affald)		
	NaOH	0.24E-5
	Aktivt kul	1E-3
	CaCO ₃	5.7E-3

	NH ₃	1.5E-3
	Vand	0.397
	Ca(OH) ₂	3.4E-4
	HCl	5.6E-6

Energiudnyttelse

Effektiviteter (% af nedre brændværdi af input træaffald, netto)

	Substituerer marginal el	22
	Substituerer marginal varme	73

Emissioner

Processpecifikke, til luft (kg per kg input træaffald)

	HCl	5.3E-6
	CO	3.3E-5
	NO _x	8.5E-4
	HF	0.4E-6
	Dioxin _{1.8}	2E-14
	Partikler > 10 µm	3E-6
	SO ₂	2.9E-6

Affaldsspecifikke (% transferkoefficienter fra affald til luft)

	Cl	0.107
	S	0.099
	As	0.0121
	Cd	0.0064
	Cr	0.0394
	Cu	0.00261
	Ha	0.748
	Ni	0.0329
	Pb	0.00081
	Sb	0.119
	Fossil CO ₂	99.9
	Bioaen CO ₂	99.9

Affaldsspecifikke (% transferkoefficienter fra affald til bundaske)

	Cl	5.30
	S	23.99
	As	40.61
	Cd	11.83

	Cr	83.15
	Cu	92.63
	Fe	16.922
	Ha	2.909
	Mo	96.61
	Ni	87.32
	Pb	48.47
	Sb	38.807
	Se	100
	Zn	51.76
	Bioaen CO2	0.2
	Fossil CO2	0.1

Affaldsspecifikke (% transferkoefficienter fra affald til flyveaske)

	Cl	32.13
	S	60.91
	As	58.92
	Cd	88.13
	Cr	16.77
	Cu	7.35
	Fe	3.06
	Ha	96.25
	Mo	2.54
	Ni	12.56
	Pb	51.29
	Sb	59.84
	Se	0
	Zn	48.18

Transfer til aluminium- og jern-scrap i de to nedenstående tabeller er afgrænset ved at der kun separeres fraktioner med mere end 20% aluminium og jern/stål. Transferværdierne er baseret på askeindholdet i fraktionerne.

Tabel 20 Transfer (%) af aske indeholdt i metaller imellem flyveaske, jern- og aluminium-scrap i bundaske og resterende bundaske.

Fraktion	Flyveaske (%)	Jern-scrap (%)	Aluminium-scrap (%)	Rest bundaske (%)
Aluminium	12,6	0	50	37,5
Jern	12,6	80	0	7,4
Andre metaller	12,6	80	0	7,4
Alle andre affaldsfraktioner	12,6	0	0	87,4

Tabel 21 Endelig transfer (%) af aluminium og jern fra jern og aluminium i affaldet.

Fraktion	Flyveaske (%)	Jern-scrap (%)	Aluminium-scrap (%)	Rest bundaske (%)
Aluminium	0	0	50	50
Jern	3,06	80	0	16,94

Nyttiggørelse af flyveaske som fyldmateriale i tysk saltmine

Flyveaske fra danske affaldsforbrændingsanlæg transporteres sædvanligvis til nyttiggørelse i Norge eller Tyskland. Det er her antaget at flyveasken nyttiggøres som fyldmateriale i tyske saltminer, hvor det erstatter grusmateriale.

Flyveasken blandes med vand, additiver og andre affaldsfraktioner, hvorefter massen pumpes ind i saltmine. Massen danner et cementlignende materiale anvendt som fyldmateriale i saltminer til at undgå kollaps. Det er antaget at der ikke foregår udvaskning fra flyveasken de første 100 år grundet ingen hydraulisk kontakt med det omkringliggende grundvandsmagasin. Data er fra et studie udført af ISWA (International Solid Waste Association).

Tabel 22 Data for nyttiggørelse af flyveaske i tysk saltmine. Besparelsen af diesel skyldes undgået udgravning af grusmaterialet (grus erstattes af flyveasken). Fra EASETECH proces: "Utilization as backfilling material in German salt mines, 2006". Referencer: (Astrup, 2008; Fruergaard et al., 2008).

Forbrug	Enhed	Værdi
Diesel	kg/kg våd vægt	0,0015
Elektricitet	kg/kg våd vægt	0,028
Diesel, undgået	kg/kg våd vægt	-0,00016
Grus, undgået	kWh/kg våd vægt	-1

Nyttiggørelse af bundaske som vejfyld

Det er antaget at bundasken (slaggen) for affaldsforbrænding nyttiggøres som vejfyld, hvilket er udbredt i Danmark. Det er antaget at bundasken erstatter grusmateriale.

Medtaget data er undgået forbrug af diesel og elektricitet ved undgået udgravning af grusmateriale samt udvaskning fra bundasken til ferskvand. Undgået udvaskning fra undgået grusmateriale er minimal og ikke inkluderet. Udvasning fra bundasken er estimeret ved en CEN L/S 2 udvasningstest. Udvasningsdata var herefter interpoleret til en L/S-ratio på 4.9 l/kg baseret på Allegrini et al. (2015).

Tabel 23 Forbrug og emissioner ved nyttiggørelse af resterende bundaske som vejfyld. Fra EASETECH proces: "MSWI BA aggregate in Road 100 % leaching emissions to soil". Referencer: (Allegrini et al., 2015; Astrup et al., 2010).

Parameter	Enhed	Værdi
<i>Forbrug</i>		
Diesel	l/kg våd vægt	-0,00027
Elektricitet	kWh/kg våd vægt	-0,00065
<i>Emissioner</i>		
Arsenik, As, jord	kg/kg tørstof	8,06E-9
Bly, Pb, jord	kg/kg tørstof	1,63E-8
Cadmium, Cd, jord	kg/kg tørstof	2,45E-10
Kobber, Cu, jord	kg/kg tørstof	1,03E-6
Krom, CrVI, jord	kg/kg tørstof	1,29E-7
Nikkel, Ni, jord	kg/kg tørstof	1,30E-9
Zink, Zn, jord	kg/kg tørstof	2,39E-7
Antimon, Sb, jord	kg/kg tørstof	1,01E-7
Molybdenum, Md, jord	kg/kg tørstof	6,33E-7
Selen, Se, jord	kg/kg tørstof	8,10E-8
Barium, Ba, jord	kg/kg tørstof	1,16E-7
Kobalt, Co, jord	kg/kg tørstof	4,90E-10
Tin, Sn, jord	kg/kg tørstof	8,89E-9
Vanadium, V, jord	kg/kg tørstof	3,87E-8
Fosfor, P, jord	kg/kg tørstof	2,38E-7

I det følgende vises en række tabeller med data for genanvendelse af glas, papir, pap, plast og metal til sekundære materialer. Tabellerne indeholder input og output af råmaterialer og emissioner. Grundet konsekvens-tilgangen i modelleringen af data er det for hvert output af sekundært materiale estimeret hvilket primært materiale der fortrænges. Information om fortrængt materiale samt de anvendte A- og B- faktorer er vist i Tabel 50. Denne information kunne også være vist i hver af de følgende tabeller for genanvendelse af glas, papir, pap, plast og metal, men det er mere overskueligt at samle dette i én tabel.

6.8 Genanvendelse af glas

Følgende viser data for oparbejdning af affaldsfraktionen glas til sekundært glas. Det er antaget at sekundær glas fortrænger brun glas til beholder. Der er ikke nogen nævneværdig forskel i potentielle miljøpåvirkninger imellem brun, grøn og klar glas i ecoinvent databasen, hvorfor brun glas er valgt som værende repræsentativ for fortrængt primær glas.

Som set i tabellen nedenfor er der et input af primær glas. Det skyldes, at der i den sekundære produktionsproces er behov for smeltefase af primært råmateriale udover det sekundære råmateriale som affaldsglasset udgør (Rigamonti, 2007).

Tabel 24 Genanvendelse af glas, materiale- og energiforbrug. Anvendt EASETECH proces: "Glass recycling, Europe based on Rigamonti". Referencer: (Glass Technology Services, 2004; IPCC, 2010; Rigamonti, 2007; Rigamonti et al., 2010, 2009).

Forbrug	Enhed	Værdi
Primær glas	kg/kg våd vægt	0,19
Elektricitet	kWh/kg våd vægt	0,018
Procesdamp	MJ/kg våd vægt	5,2

Tabel 25 Genanvendelse af glas, emissioner til miljøet. Anvendt EASETECH proces: "Glass recycling, Europe based on Rigamonti". Referencer: (Glass Technology Services, 2004; IPCC, 2010; Rigamonti, 2007; Rigamonti et al., 2010, 2009).

Emission	Enhed	Værdi
Arsenik, As, luft	kg/kg våd vægt	6,47E-7
Bly, Pb, luft	kg/kg våd vægt	6,47E-7
Cadmium, Cd, luft	kg/kg våd vægt	6,47E-7
Kobber, Cu, luft	kg/kg våd vægt	6,47E-7
Krom, Cr, luft	kg/kg våd vægt	6,47E-7
Nikkel, Ni, luft	kg/kg våd vægt	6,47E-7
Antimon, Sb, luft	kg/kg våd vægt	6,47E-7
Selen, Se, luft	kg/kg våd vægt	6,47E-7
Kobalt, Co, luft	kg/kg våd vægt	6,47E-7
Mangan, Mn, luft	kg/kg våd vægt	6,47E-7
Partikler < 2,5 um, luft	kg/kg våd vægt	0,00025
Partikler > 2,5 um og < 10 um, luft	kg/kg våd vægt	0,000013
Partikler > 10 um, luft	kg/kg våd vægt	0,000037
Kuldioxid, CO ₂ -fossil, luft	kg/kg våd vægt	0,505
Nitrogenoxider, NO _x , luft	kg/kg våd vægt	0,002
Svovldioxid, SO ₂ , luft	kg/kg våd vægt	0,0027
Hydrogenchlorid, HCl, luft	kg/kg våd vægt	0,00005
Hydrogenfluorid, HF, luft	kg/kg våd vægt	0,00002

6.9 Genanvendelse af papir

Følgende viser data for oparbejdning af affaldsfraktionen til et sekundært materiale. Det er antaget at oparbejdning af papir foregår i Europa, med anlægsdata for Sverige.

Tabel 26 Genanvendelse af papir, materiale- og energiforbrug. Anvendt EASETECH proces: "Paper (Newspaper and magazines) to Newspaper, Stora Enso, Sweden, 2008". Referencer: (Lood, 2010; Stora Enso Hylte Bruk, 2008).

Forbrug	Enhed	Værdi
Vand	kg/kg våd vægt	7,3
Elektricitet	kWh/kg våd vægt	1,4
Procesdamp	kg/kg våd vægt	0,62
Natriumhydroxid, NaOH	kg/kg våd vægt	2E-6

Tabel 27 Genanvendelse af papir, udvekslinger med miljøet. Anvendt EASETECH proces: "Paper (Newspaper and magazines) to Newspaper, Stora Enso, Sweden, 2008". Referencer: (Lood, 2010; Stora Enso Hylte Bruk, 2008).

Stof	Enhed	Værdi
Talkum (råmateriale)	kg/kg våd vægt	0,0035
Partikler > 2,5 um og < 10 um, luft	kg/kg våd vægt	1,6E-6
Kuldioxid, CO ₂ -fossil, luft	kg/kg våd vægt	0,047
Kulmonoxid, CO, luft	kg/kg våd vægt	0,24
Nitrogenoxider, NO _x , luft	kg/kg våd vægt	0,00022
Svovldioxid, SO ₂ , luft	kg/kg våd vægt	4E-6
Fosfor, P, vand	kg/kg våd vægt	4E-6
Nitrogen, N, vand	kg/kg våd vægt	3,8E-5

6.10 Genanvendelse af pap

Følgende viser data for oparbejdning af affaldsfraktionen til et sekundært materiale. Anvendte data repræsenterer genanvendelse af pap i Sverige, Norrköping.

Tabel 28 Genanvendelse af pap, materiale- og energiforbrug. Anvendt EASETECH proces: "Paper (Cardboard and mixed paper) to cardboard, Fiskybybruk, Sweden, 2006". Reference: (Skjern Papirfabrik A/S, 2005).

Forbrug	Enhed	Værdi
Vand	kg/kg våd vægt	17
Elektricitet	kWh/kg våd vægt	1,5
Naturgas	kg/kg våd vægt	0,069

Tabel 29 Genanvendelse af pap, udvekslinger med miljøet. Anvendt EASETECH proces: "Paper (Cardboard and mixed paper) to cardboard, Fiskybybruk, Sweden, 2006". Reference: (Skjern Papirfabrik A/S, 2005).

Stof	Enhed	Værdi
Partikler > 2,5 um og < 10 um, luft	kg/kg våd vægt	2,8E-5
Kuldioxid, CO ₂ -fossil, luft	kg/kg våd vægt	0,18
Nitrogenoxider, NO _x , luft	kg/kg våd vægt	8,8E-5
Svovldioxid, SO ₂ , luft	kg/kg våd vægt	1E-4
Fosfat, PO ₄ , vand	kg/kg våd vægt	2,5E-6
Nitrogen, N, vand	kg/kg våd vægt	6E-5

6.11 Genanvendelse af plast

Blandet plast

Denne proces blev anvendt til at modellere alle genanvendelsesprocesser for plast i Miljøprojekt 1458 (Jensen et al., 2013). Den er her anvendt til at sikre et minimum af inkluderede emissioner i genanvendelsesprocesserne for HDPE, LDPE, PET og PP. Tabellen nedenfor viser emissionerne inkluderet i datasættet for blandet plast.

Tabel 30 Genanvendelse af blandet plast, udvekslinger med miljøet. EASETECH proces: "Plastic to granulate, SWEREC, Sweden, 2006". Referencer: (Ovako Bar AB and SWEREC AB, 2007; SWEREC AB, 2006).

Stof	Enhed	Værdi
Kuldioxid, CO ₂ -fossil, luft	kg/kg våd vægt	0,0036
Svovldioxid, SO ₂ , luft	kg/kg våd vægt	1,1E-6
Fosfor, P, vand	kg/kg våd vægt	1E-6
Nitrogen, N, vand	kg/kg våd vægt	3E-6
Cadmium, Cd, vand	kg/kg våd vægt	6,1E-10

Polypropylen (PP)

Følgende viser data for oparbejdning af affaldsfraktionen polypropylen til sekundært polypropylen. Det er antaget at oparbejdning af PP foregår i Europa, med data fra et dansk anlæg (fra EDIP97 databasen).

Tabel 31 Genanvendelse af PP, materiale- og energiforbrug. Anvendt EASETECH proces: "Plastic PP to granulate, DK, 2000". Reference: (Replast A/S, n.d.).

Forbrug	Enhed	Værdi
Vand	kg/kg våd vægt	2,6
Elektricitet	kWh/kg våd vægt	0,76
Varme	kg/kg våd vægt	0,89
Diesel	kg/kg våd vægt	4,7E-4

Tabel 32 Genanvendelse af PP, udvekslinger med miljøet. Anvendt EASETECH proces: "Plastic PP to granulate, DK, 2000". Reference: (Replast A/S, n.d.).

Stof	Enhed	Værdi
Kuldioxid, CO ₂ -fossil, luft	kg/kg våd vægt	0,0036
Svovldioxid, SO ₂ , luft	kg/kg våd vægt	1,1E-6
Fosfor, P, vand	kg/kg våd vægt	1E-6
Nitrogen, N, vand	kg/kg våd vægt	3E-6
Cadmium, Cd, vand	kg/kg våd vægt	6,1E-10

Polyethylen-terephthalat (PET)

Følgende viser data for oparbejdning af affaldsfraktionen PET til sekundær PET. Det er antaget at oparbejdning af PET foregår i Europa, med data for både Europa og USA.

Tabel 33 Genanvendelse af PET, materiale- og energiforbrug. Anvendt EASETECH proces: "PET recycling, Europe based on Rigamonti". Referencer: (Giugliano et al., 2011; Perugini et al., 2005; Rigamonti, 2007; Rigamonti et al., 2014).

Forbrug	Enhed	Værdi
Vand	kg/kg våd vægt	2,22
Elektricitet	kWh/kg våd vægt	0,24
Varme	MJ/kg våd vægt	1,92
Natriumhydroxid, NaOH	kg/kg våd vægt	2,3E-3

Tabel 34 Genanvendelse af PET, udvekslinger med miljøet. Anvendt EASETECH proces: "PET recycling, Europe based on Rigamonti". Referencer: (Giugliano et al., 2011; Perugini et al., 2005; Rigamonti, 2007; Rigamonti et al., 2014).

Stof	Enhed	Værdi
Kuldioxid, CO ₂ -fossil, luft	kg/kg våd vægt	0,0036
Svovldioxid, SO ₂ , luft	kg/kg våd vægt	1,1E-6
Fosfor, P, vand	kg/kg våd vægt	1E-6
Nitrogen, N, vand	kg/kg våd vægt	3E-6
Cadmium, Cd, vand	kg/kg våd vægt	6,1E-10
Partikler < 2,5 µm, luft	kg/kg våd vægt	3,12E-5*0,25
Partikler > 2,5 µm og < 10 µm, luft	kg/kg våd vægt	3,12E-5*0,25

Polyethylen, høj densitet og lav densitet (HDPE, LDPE)

Følgende viser data for oparbejdning af affaldsfraktionen HDPE til sekundær HDPE. Denne proces er også anvendt for LDPE på grund af manglende proces for genanvendelse af LDPE i EASETECH databasen. Det er antaget at oparbejdning af HDPE og LDPE foregår i Europa, med data for både Europa og USA.

Tabel 35 Genanvendelse af HDPE, materiale- og energiforbrug. Anvendt EASETECH proces: "HDPE recycling, Europe based on Rigamonti". Referencer: (Giugliano et al., 2011; Perugini et al., 2005; Rigamonti, 2007; Rigamonti et al., 2014).

Forbrug	Enhed	Værdi
Vand	kg/kg våd vægt	1,6
Elektricitet	kWh/kg våd vægt	0,4
Varme (damp)	MJ/kg våd vægt	0,46
Natriumhydroxid, NaOH	kg/kg våd vægt	2,3E-3

Tabel 36 Genanvendelse af HDPE, udvekslinger med miljøet. Anvendt EASETECH proces: "HDPE recycling, USA 2010" (partikler) og "Plastic to granulate, SWEREC, Sweden, 2006 (CO₂, SO₂, Cd, N, P)". Referencer: (Giugliano et al., 2011; Perugini et al., 2005; Rigamonti, 2007; Rigamonti et al., 2014).

Stof	Enhed	Værdi
Kuldioxid, CO ₂ -fossil, luft	kg/kg våd vægt	0,0036
Svovldioxid, SO ₂ , luft	kg/kg våd vægt	1,1E-6
Fosfor, P, vand	kg/kg våd vægt	1E-6
Nitrogen, N, vand	kg/kg våd vægt	3E-6
Cadmium, Cd, vand	kg/kg våd vægt	6,1E-10
Partikler < 2,5 um, luft	kg/kg våd vægt	3,12E-5*0,25
Partikler > 2,5 um og < 10 um, luft	kg/kg våd vægt	3,12E-5*0,25
Dissolved solids, vand	kg/kg våd vægt	8,43E-6

6.12 Genanvendelse af metaller

Aluminium

Følgende viser data for oparbejdning af affaldsfraktionen aluminium til sekundær aluminium. Det er antaget at oparbejdning af aluminium foregår i Europa, med data fra et italiensk anlæg, ecoinvent databasen og ENEA (Italian National Agency for New Technologies , Energy and Sustainable Economic Development).

Tabel 37 Genanvendelse af aluminium, materiale- og energiforbrug. Anvendt EASETECH proces: "Aluminium recycling, Europe based on Rigamonti". Referencer: (ENEA, 2002; Rigamonti, 2007; Rigamonti et al., 2010, 2009).

Forbrug	Enhed	Værdi
Elektricitet	kWh/kg våd vægt	9,3E-3
Naturgas	kg/kg våd vægt	0,068

Tabel 38 Genanvendelse af aluminium, udvekslinger med miljøet. Anvendt EASETECH proces: "Aluminium recycling, Europe based on Rigamonti". Referencer: (ENEA, 2002; Rigamonti, 2007; Rigamonti et al., 2010, 2009).

Emission	Enhed	Værdi
Arsenik, As, luft	kg/kg våd vægt	2E-6
Bly, Pb, luft	kg/kg våd vægt	2E-6
Cadmium, Cd, luft	kg/kg våd vægt	7,6E-8
Antimon, Sb, luft	kg/kg våd vægt	7,6E-8
Polychlorerede biphenyler, PCB, luft	kg/kg våd vægt	7,7E-8
Dioxiner, luft	kg/kg våd vægt	6,8E-5
Partikler < 2,5 um, luft	kg/kg våd vægt	0,00002*0,25
Partikler > 2,5 um og < 10 um, luft	kg/kg våd vægt	0,00002*0,75
Partikler > 10 um, luft	kg/kg våd vægt	9E-6
Kulmonoxid, CO, luft	kg/kg våd vægt	0,187
Nitrogenoxider, NO _x , luft	kg/kg våd vægt	0,047
Svovldioxid, SO ₂ , luft	kg/kg våd vægt	0,085
Hydrogenchlorid, HCl, luft	kg/kg våd vægt	4E-6
Hydrogenfluorid, HF, luft	kg/kg våd vægt	0,052
Hydrogensulfid, HS, luft	kg/kg våd vægt	2,8E-5
Hydrokarboner, klorerede, luft	kg/kg våd vægt	1,3E-8
Polyaromatiske hydrokarbon, PAH, luft	kg/kg våd vægt	1,89E-7
Ammoniak, NH ₃ , luft	kg/kg våd vægt	0,001
Fluorin, luft	kg/kg våd vægt	0,098
Klorin, luft	kg/kg våd vægt	1,6E-5

Jern/stål

Følgende viser data for oparbejdning af affaldsfraktionen til et sekundært materiale. Det er antaget at oparbejdning af jern foregår i Europa, med data fra et svensk anlæg og generel europæisk data.

Tabel 39 Genanvendelse af stål, materiale- og energiforbrug. Anvendt EASETECH proces: "Shredding, reprocessing of steel scrap, Sweden, 2007". Reference: (Atervinningsindustrierna, 2008).

Forbrug	Enhed	Værdi
Elektricitet	kWh/kg våd vægt	0,6
Olie	Kg/kg våd vægt	1,1E-7
Kul	MJ/kg våd vægt	0,00039
Naturgas	kg/kg våd vægt	0,019
Vand	kg/kg våd vægt	0,36
Oxygen	kg/kg våd vægt	0,014

Tabel 40 Genanvendelse af stål, udvekslinger med miljøet. Anvendt EASETECH proces: "Shredding, reprocessing of steel scrap, Sweden, 2007". Reference: (Atervinningsindustrierna, 2008).

Emission	Enhed	Værdi
Arsenik, As, luft	kg/kg våd vægt	5,6E-10
Bly, Pb, luft	kg/kg våd vægt	2,1E-07
Cadmium, Cd, luft	kg/kg våd vægt	2,1E-09
Nikkel, Ni, luft	kg/kg våd vægt	2,9E-09
Zink, Zn, luft	kg/kg våd vægt	3,0E-06
Kviksølv, Hg, luft	kg/kg våd vægt	2,6E-08
Krom VI, Cr, luft	kg/kg våd vægt	1,0E-08
Dioxiner, luft	kg/kg våd vægt	8,2E-12
Partikler > 2,5 um og < 10 um, luft	kg/kg våd vægt	9,0E-06
Kuldioxid, CO ₂ , luft	kg/kg våd vægt	0,073
Nitrogenoxider, NO _x , luft	kg/kg våd vægt	3,7E-05
Svovldioxid, SO ₂ , luft	kg/kg våd vægt	1,9E-05
Polyaromatiske hydrokarbon, PAH, luft	kg/kg våd vægt	2,6E-07
Benzen, luft	kg/kg våd vægt	3,3E-8
Phenol, luft	kg/kg våd vægt	3,6E-09

6.13 Anaerob forgasning (våd proces)

Det organiske affald udsorteres i husholdningen, hvorefter det behandles på et anaerobt forgasningsanlæg, også kaldet bioforgasningsanlæg. Output i form af produceret biogas vil typisk anvendes til energifremstilling eller til at fremstille opgraderet biogas (ren methangas) som vil erstatte konventionel/fossil naturgas. Det er her antaget, at opgraderet biogas fremstilles med henblik på at fortrænge fossil naturgas. I modelleringen er der ikke set på hvad effekten ville være af lagring af biogassen, til brug i el produktion ved spidsbelastning eller i transport sektoren.

Tabellerne nedenfor viser data for forgasningsprocessen samt opgradering af biogas, fortrængning af naturgas og anvendelse af digestat på landbrugsjord. Det er antaget at biogasanlægget ligger i Danmark, men procesdata repræsenterer et gennemsnitligt europæisk anlæg baseret på anlægsdata og litteratur. Anlægget er en reaktor med husholdningsaffald og haveaffald som råmateriale.

Tabel 41 Anaerob forgasning, proces-karakteristika. Tab af biogas er baseret på IPCC. Anvendt EASETECH proces: "Anaerobic digestion (municipal organic solid waste), Thermophilic, 2007 [with substitution]". Referencer: (IPCC, 2006b; Møller et al., 2010).

Parameter	Enhed	Værdi
Vandindhold	% våd vægt	95
Biogas yield	% anaerobisk nedbrydelig C (kulstof)	83
Methanindhold i biogas	% biogas	70
Kuldioxidindhold i biogas	% biogas	30
Tab af methan (utæthed)	% biogas	1,89
Biogas til nyttiggørelse	% biogas	98,1
Nedbrydning af VS (flygtige stoffer)	% VS	13,5
Nedbrydning af C (kulstof)	% biogent C	13,5
Nedbrydning af N (nitrogen)	% N	67

Tabel 42 Anaerob forgasning, materiale- og energiforbrug. Referencer: (Møller et al., 2010).

Forbrug	Enhed	Værdi
Elektricitet	kWh/kg våd vægt	0,0183
Varme	MJ/kg våd vægt	0,019

Tabel 43

Opgradering og anvendelse af biogas

Som nævnt er det antaget at biogassen opgraderes til en højere koncentration af methangas (kuldioxiden fjernes), hvorefter det kan substituere fossil naturgas. Før opgradering består biogassen af 70 % methan og 30 % kuldioxid, samt sporstoffer. De to tabeller nedenfor viser data for opgradering af biogas henholdsvis fortrængning af naturgas.

Tabel 44 Anaerob forgasning. Emissioner og energiforbrug ved opgradering af biogas. Det antages at 100 % af de 30 % kuldioxid fjernes, og at der tabes 1.6 % methan. Forbruget af elektricitet er

Emission	Enhed	Værdi
CO ₂ fjernet i opgradering	% CO ₂	100
CH ₄ tabt i opgradering	% CH ₄	1,6
Forbrug af elektricitet	kWh per m ³ biogas	0,31
Forbrug af elektricitet ved kompression af opgraderet biogas	kWh per m ³ CH ₄	0.065

Tabel 45 Fortrængning af naturgas ved anvendelse af biogas. Densitet af CH₄ = 0,71 kg/m³. Det er antaget at biogas erstatter naturgas 1 til 1. "Undgået produktion af naturgas" relaterer sig kun til selve produktionen af naturgas, hvorfor de undgåede fossile CO₂-emissioner ved forbrænding af fortrængt naturgas er kvantificeret særskilt.

Emission	Enhed	Værdi
Undgået produktion af naturgas	m ³ naturgas per m ³ CH ₄	1
Undgået fossile CO ₂ -emissioner fra fortrængt naturgas	kg per m ³ CH ₄	0,71*44/16

Anvendelse af pulp/digestat som jordforbedrer

Det er antaget at digestat (den faste rest) nyttiggøres som jordforbedrer på dansk landbrugsjord, hvor det vil erstatte konventionel N, P og K gødning. Se anvendte data i tabellerne nedenfor.

Tabel 46 Anvendelse af digestat på land, fordeling af kulstof, nitrogen og fosfor. Referencer: (Bruun et al., 2006; Davidsson et al., 2007; Hansen et al., 2006, Yoshida et al. 2016).

Stof	Enhed	Værdi
Kuldioxid, CO ₂ -biogent, luft	% C	86,75
Methan, CH ₄ , luft	% C	0,05
Kulstof, C, jord, opbevaring	% C	13,2
Nitrogen, N, luft	% N	4,29
Dinitrogenmonoxid, N ₂ O, luft	% N	2,78
Ammoniak, NH ₃ , luft	% N	7,5
Nitrat, NO ₃ ⁻ , grundvand	% N	17,68
Nitrat, NO ₃ ⁻ , overfladevand	% N	19,58
Nitrogen, N, jord, planteoptag	% N	21,23
Nitrogen, N, jord, opbevaring	% N	26,94
Fosfor, P, jord, opbevaring	% P	14,96
Fosfor, P, jord, planteoptag	% P	0,47
Fosfat, PO ₄ ³⁻ , grundvand	% P	0,47
Fosfat, PO ₄ ³⁻ , overfladevand	% P	84,1

Tabel 47 Anvendelse af digestat på land, emissioner til jord som funktion af indhold i digestat. Referencer: (Bruun et al., 2006; Davidsson et al., 2007; Hansen et al., 2006).

Stof	Enhed	Værdi
Cadmium, Cd	% Cd	100
Krom, Cr	% Cr	100
Kobber, Cu	% Cu	100
Kviksølv, Hg	% Hg	100
Nikkel, Ni	% Ni	100
Bly, Pb	% Pb	100
Zink, Zn	% Zn	100

Tabel 48 Anvendelse af digestat på land, materiale- og energiforbrug samt fortrængt syntetisk N, P, K gødning. Referencer: (Bruun et al., 2006; Davidsson et al., 2007; Hansen et al., 2006).

Forbrug	Enhed	Værdi
Diesel	l/kg våd vægt	0,03
N gødning	kg/kg N	-0,4
K gødning	kg/kg K	-1
P gødning	kg/kg P	-1

Tabel 49 Anvendelse af digestat på jord, proces-specifikke emissioner. Referencer: (Bruun et al., 2006; Davidsson et al., 2007; Hansen et al., 2006, Yoshida et al. 2017).

Stof	Enhed	Værdi
Cadmium, Cd, jord	kg/kg P	0,000126
Cadmium, Cd, jord	kg/kg N	7E-7
Cadmium, Cd, jord	kg/kg K	1,3E-7
Krom, Cr, jord	kg/kg P	0,00619
Krom, Cr, jord	kg/kg N	1,02E-5
Krom, Cr, jord	kg/kg K	3,3E-6
Kobber, Cu, jord	kg/kg P	0,000214
Kobber, Cu, jord	kg/kg N	1,51E-5
Kobber, Cu, jord	kg/kg K	6,05E-6
Kviksølv, Hg, jord	kg/kg P	2E-7
Kviksølv, Hg, jord	kg/kg N	4E-8
Kviksølv, Hg, jord	kg/kg K	1,35E-7
Nikkel, Ni, jord	kg/kg P	0,000105
Nikkel, Ni, jord	kg/kg N	1,21E-5
Nikkel, Ni, jord	kg/kg K	3,65E-6
Bly, Pb, jord	kg/kg P	2,57E-5
Bly, Pb, jord	kg/kg N	3,9E-6
Bly, Pb, jord	kg/kg K	2,4E-5
Zink, Zn, jord	kg/kg P	0,000921
Zink, Zn, jord	kg/kg N	1,08E-4
Zink, Zn, jord	kg/kg K	4,8E-5

6.14 Anvendte A- og B-faktorer i processerne for genanvendelse

Tabellen viser hvilke A- og B-faktorer, der er anvendt som basis i scenarierne med genanvendelse af papir, pap, plast, metal og glas. A-faktoren angiver det tekniske tab af input-materiale under oparbejdningen til sekundært materiale, mens B-faktoren angiver kvaliteten (eller markedsandelen) af det sekundære materiale ift. det primære materiale som fortrænges. A*B betegnes substitutionsfaktoren.

Valget af fortrængt primært materiale har betydning for værdien af B-faktoren. For eksempel er det antaget at sekundært papir bruges til fremstilling af avisrapir, som vil fortrænge anden produktion af avisrapir. Da avisrapir er et papirprodukt af relativt lavt kvalitet er en B-faktor på -1 fundet rimelig. Når B-faktoren er -1 betyder det at det sekundære materiale er af tilsvarende kvalitet som det primære materiale (fx sekundær glas vs. primær glas, sekundær avisrapir vs. primær avisrapir, sekundær pap vs. primær pap samt sekundær jern og stål vs. primær jern og stål). Når B-faktoren er <-1 (fx -0.9) betyder det at kvaliteten af det sekundære materiale er lavere end kvaliteten af det primære materiale (fx sekundær plast vs. primær plast). I alle scenarier er B-faktorerne for metal-srap fra bundaske lavere end B-faktorerne for sekundær metal direkte fra husholdningen, og A-faktoren for Al-srap fra bundaske er også lavere pga. et oxidationstab af aluminium under forbrændingsprocessen. I scenarie 3B (restsorteringsanlæg) er desuden anvendt lavere B-faktorer for polymerer og metaller pga. et forventet tab i kvalitet af materialer udsortet på restsorteringsanlæg sammenlignet med sorteringsanlæggene i de andre scenarier.

Tabel 50 Anvendte A- og B-faktorer i scenarierne samt antaget fortrængt materiale (ecoinvent proces). Faktor A=teknisk tab ved oparbejdning. Faktor B=fortrængt mængde primært materiale per mængde sekundært materiale. Alle processer for fortrængt materiale er fra ecoinvent databasen.

	A-faktor (%)	B-faktor (kg primær/kg sekundær)	Fortrængt materiale	Proces for fortrængt material
<i>Gældende i alle scenarier</i>				
Scrap-aluminium fra bundaske	85	-0,9	Primær aluminium	aluminium ingot, primary, to aluminium, cast alloy market - GLO
Scrap-jern fra bundaske	87	-0,9	Primær stål	market for steel, low-alloyed, hot rolled - GLO
<i>Scenario 0A, 0B, 0C og 1A</i>				
Glas	94	-1	Primær glas	packaging glass production, brown - RER w/o CH+DE
Papir	86	-1	Avispapir	market for paper, newsprint - RER
<i>Scenarie 1B</i>				
Glas	94	-1	Primær glas	packaging glass production, brown - RER w/o CH+DE
Papir	86	-1	Avispapir	market for paper, newsprint - RER
Plast, PP	90,3	-0,9	Primær PP	polypropylene production, granulate - RER
Plast, PET	75,5	-0,9	Primær PET	polyethylene terephthalate production, granulate, amorphous - RER
Plast, HDPE	90	-0,9	Primær HDPE	polyethylene production, high density, granulate - RER
Plast, LDPE	90	-0,9	Primær LDPE	polyethylene production, low density, granulate - RER
Aluminium	93	-1	Primær aluminium	aluminium ingot, primary, to aluminium, cast alloy market - GLO
Jern/stål	87	-1	Primær stål	market for steel, low-alloyed, hot rolled - GLO
<i>Scenarie 1C, 1D, 1E, 2A og 3A</i>				
Glas	94	-1	Primær glas	packaging glass production, brown - RER w/o CH+DE
Papir	86	-1	Avispapir	market for paper, newsprint - RER
Plast, PP	90,3	-0,9	Primær PP	polypropylene production, granulate - RER
Plast, PET	75,5	-0,9	Primær PET	polyethylene terephthalate production, granulate, amorphous - RER
Plast, HDPE	90	-0,9	Primær HDPE	polyethylene production, high density, granulate - RER
Plast, LDPE	90	-0,9	Primær LDPE	polyethylene production, low density, granulate - RER
Aluminium	93	-1	Primær aluminium	aluminium ingot, primary, to aluminium, cast alloy market - GLO
Jern/stål	87	-1	Primær stål	market for steel, low-alloyed, hot rolled - GLO

Pap	91	-1	Primær pap	kraft paper production, unbleached – RER
<i>Scenarie 3B</i>				
Glas	94	-1	Primær glas	packaging glass production, brown - RER w/o CH+DE
Papir	86	-1	Avispapir	market for paper, newsprint – RER
Plast, PP	90,3	-0,72	Primær PP	polypropylene production, granulate - RER
Plast, PET	75,5	-0,72	Primær PET	polyethylene terephthalate production, granulate, amorphous - RER
Plast, HDPE	90	-0,72	Primær HDPE	polyethylene production, high density, granulate - RER
Plast, LDPE	90	-0,72	Primær LDPE	polyethylene production, low density, granulate – RER
Aluminium	93	-0,9	Primær aluminium	aluminium ingot, primary, to aluminium, cast alloy market - GLO
Jern/stål	87	-0,9	Primær stål	market for steel, low-alloyed, hot rolled – GLO
Pap	91	-0,9	Primær pap	kraft paper production, unbleached – RER
Papir fra rest	86	-0,9	Primær pap	kraft paper production, unbleached – RER

Referencer for A- og B-faktorer er følgende:

- Papir genanvendelse
 - A: (Lood, 2010; Stora Enso Hylte Bruk, 2008)
 - B: (Schmidt and Strömberg, 2006)
- Pap genanvendelse
 - A: (Skjern Papirfabrik A/S, 2005)
 - B: (Schmidt and Strömberg, 2006)
- PP genanvendelse
 - A: (Ovako Bar AB and SWEREC AB, 2007; SWEREC AB, 2006)
 - B: (Schmidt and Strömberg, 2006)
- HDPE/LDPE genanvendelse
 - A: (Giugliano et al., 2011)
 - B: (Schmidt and Strömberg, 2006)
- PET genanvendelse
 - A: (Ovako Bar AB and SWEREC AB, 2007; SWEREC AB, 2006)
 - B: (Schmidt and Strömberg, 2006)
- Aluminium genanvendelse
 - A: (Rigamonti et al., 2009)
 - B: (Rigamonti et al., 2010)
- Jern/stål genanvendelse
 - A: (Ovako Bar AB and SWEREC AB, 2007)
 - B: (Atervinningsindustrierna, 2008)
- Glas genanvendelse
 - A: (Rigamonti, 2007; Rigamonti et al., 2009)
 - B: (Rigamonti et al., 2010)

B-faktorer og massebalance

Det bør nævnes at anvendelse af B-faktorer medfører at massebalancer ved modellering af genanvendelse synes at brydes. Massebalancen er overholdt for mængde *til* oparbejdningsanlæg og mængder *fra* oparbejdningsanlæg (sekundært materiale + tab), kontrolleret af A-faktoren. Hvis B-faktoren er mindre end 1 vil massebalancen, når systemet udvides til at inkludere fortrængning af primær materiale, ikke være overholdt. Det skyldes at en lavere kvalitet kan gøre at man må tilsætte ekstra primært materiale for at få den samme funktion, eller alternativt laver man et lidt tykkere produkt for at få samme funktion. Den erstattede mængde er derfor mindre end 1, men det betyder ikke at materialet er tabt. Se eksempel nedenfor for jern-scrap med A-faktor=0.87 og B-faktor=0.9. "Rest" sekundært materiale viser, at massebalancen synes at brydes da man tilføjer primært materiale.. Det er dog valgt at bibeholde B-faktorer mindre end 1, da vi mener at denne reflekterer en virkelighed hvor nogle sekundære materialer ikke har samme prismæssige værdi og materialemæssige kvalitet som primære materialer, hvorfor en 100 % fortrængning ikke afspejler virkeligheden.

Materiale	Input, oparbejdningsanlæg	Output, oparbejdningsanlæg	Fortrængt mængde (A*B)	"Rest" sekundært materiale
Jern-scrap fra bundaske	Materiale = 1 kg	Materiale = 0.87 kg	$0.87 \cdot 0.9 = 0.78 \text{ kg}$	$0.87 - 0.78 = 0.09 \text{ kg}$
Tab = 0.13				

6.15 Usikkerhedsanalyse: Nøgleparametre og intervaller

For at afspejle usikkerheden af anvendte data foretages en usikkerhedsanalyse af udvalgte nøgleparametre. Nøgleparametrene og de valgte intervaller (usikkerheder) er vist i Tabel 51. Disse nøgleparametre er valgt da de beskriver nogle overordnede effektiviteter af affaldssystemet og af øget genanvendelse af fraktionerne.

Tabel 51 viser intervaller af de udvalgte parametre som a) faktiske minimum- og maksimum-værdier eller b) relativ spredning, samt angiver referencen eller om det bygger på et estimat. Da intervallerne mestendels er baseret på estimater og få data er det valgt at antage en uniform statistisk fordeling, beskrevet ved en min og max-værdi. Ved uniform fordeling antages samme sandsynlighed for alle værdier inden for min-max-intervallet, hvilket afspejler at spredningen primært er estimeret frem for baseret på empiriske stikprøver.

Yderligere nedsatte minimum B-faktorer er anvendt i scenarie 3B for plast, jern og aluminium pga. den lavere kvalitet af materialer, der kan forventes udsorteret på restsorteringsanlæg.

Tabel 51 Udvalgte nøgleparametre til usikkerhedsanalyse og deres intervaller. En spredning (%) er vist i de tilfælde hvor intervallet er baseret på en estimeret procentuel spredning.

Parameter	Basis-værdi	Min	Max	Spredning (%)	Reference
Kildesortering og -opdeling i husholdningen					
Papir fraktion (%)	Se Tabel 8	-	-	5	COWI korrespondance
Pap fraktion (%)	Se Tabel 8	-	-	10	
Plast fraktion (%)	Se Tabel 8	-	-	15	
Metal fraktion (%)	Se Tabel 8	-	-	10	
Glas fraktion (%)	Se Tabel 8	-	-	5	
Organisk fraktion (%)	Se Tabel 8	-	-	20	
Centralsorteringsanlæg					
Grovsortering: Blandet plast (%)	95	90,3	99,8	5	DTU estimat
Grovsortering: Aluminium (%)	90	86	95	5	DTU estimat
Grovsortering: Jern (%)	90	86	95	5	DTU estimat
Finsortering: PP (%)	90	86	95	5	DTU estimat
Finsortering: PET (%)	90	86	95	5	DTU estimat
Finsortering: HDPE (%)	90	86	95	5	DTU estimat

Finsortering: LDPE (%)	72	86	95	5	DTU estimat
Grov- og finsortering: PP (%)	85,5	81	90	5	DTU estimat
Grov- og finsortering: PET (%)	85,5	81	90	5	DTU estimat
Grov- og finsortering: HDPE (%)	85,5	81	90	5	DTU estimat
Grov- og finsortering: LDPE (%)	70	66,5	73,5	5	DTU estimat
Grov- og finsortering: Aluminium (%)	90	86	95	5	DTU estimat
Grov- og finsortering: Jern (%)	90	86	95	5	DTU estimat
Grov- og finsortering: Pap (%)	60	57	63	5	DTU estimat
Restsortering: Blandet plast (%)	65	40	65	-	DTU estimat
Restsortering: Aluminium (%)	76,5	61	76,5	-	DTU estimat
Restsortering: Jern (%)	76,5	61	76,5	-	DTU estimat
Restsortering: Pap (%)	40	32	40	-	DTU estimat
Restsortering: Papir (%)	30	29	32	5	DTU estimat
Posesortering: Blandet plast (%)	92	89	97	5	DTU estimat
Posesortering: Metal (%)	92	89	97	5	DTU estimat
Posesortering: Pap (%)	92	89	97	5	DTU estimat
Posesortering: Papir (%)	92	89	97	5	DTU estimat
<i>Affaldsforbrænding</i>					
El, netto (% nedre brændværdi)	22	20	27	-	(Energistyrelsen, 2017)
Varme, netto (% nedre brændværdi)	73	70	75	-	
Al scrap fra bundaske: A-faktor (%)	85	85	93	-	
Al scrap fra bundaske: B-faktor (kg primær/kg sekundær)	-0,9	-0,72	-1	-	
Jern scrap fra bundaske: A-faktor (%)	87	84	87	-	
Jern scrap fra bundaske: B-faktor (kg primær/kg sekundær)	-0,9	-0,72	-1	-	DTU estimat
<i>Bioforgasning</i>					
CH ₄ produktion (% yield)	83	74,7	91,3	10	Estimat
CH ₄ tab (% CH ₄)	1.89	0.3	3.3	-	(Fredenslund and Scheutz, 2017)
<i>Oparbejdningsprocesser, A-faktorer (teknisk tab)</i>					
Glas (%)	94	84	100	-	EASETECH proces
Papir (%)	86	82	86	-	EASETECH proces
Pap (%)	91	91	92	-	EASETECH proces
Plast, PP (%)	90.3	90.3	97	-	EASETECH proces
Plast, PET (%)	75.5	75.5	80	-	EASETECH proces
Plast, HDPE/LDPE (%)	90	90	93	-	EASETECH proces
Aluminium (%)	93	87	93	-	EASETECH proces
Jern/stål (%)	84	84	87	-	EASETECH proces
<i>Oparbejdningsprocesser, B-faktorer: Alle scenarier undtagen 3B</i>					
Glas (kg primær/kg sekundær)	-1	-0,8	-1	-	EASETECH proces
Papir (kg primær/kg sekundær)	-1	-0,8	-1	-	EASETECH proces
Pap (kg primær/kg sekundær)	-1	-0,8	-1	-	EASETECH proces
Plast, PP (kg primær/kg sekundær)	-0,9	-0,51	-0,9	-	EASETECH proces
Plast, PET (kg primær /kg sekundær)	-0,9	-0,45	-0,9	-	EASETECH proces
Plast, HDPE (kg primær/kg sekundær)	-0,9	-0,43	-0,9	-	EASETECH proces
Plast, LDPE (kg primær/kg sekundær)	-0,9	-0,57	-0,9	-	
Aluminium (kg primær/kg sekundær)	-1	-0,8	-1		EASETECH proces
Stål (kg primær/kg sekundær)	-1	-0,8	-1		EASETECH proces
<i>Oparbejdningsprocesser, B-faktorer: Scenarie 3B (restsorteringsanlæg)</i>					
Glas (kg primær/kg sekundær)	-1	-0,8	-1	-	EASETECH proces
Papir (kg primær/kg sekundær)	-1	-0,8	-1	-	EASETECH proces
Pap (kg primær/kg sekundær)	-0,9	-0,72	-0,9	-	EASETECH proces

Plast, PP (kg primær/kg sekundær)	-0,72	-0,41	-0,72	-	COWI estimat
Plast, PET (kg primær /kg sekundær)	-0,72	-0,36	-0,72	-	COWI estimat
Plast, HDPE (kg primær/kg sekundær)	-0,72	-0,35	-0,72	-	COWI estimat
Plast, LDPE (kg primær/kg sekundær)	-0,72	-0,45	-0,72	-	COWI estimat
Aluminium (kg/kg Al)	-0,9	-0,72	-0,9		DTU estimat
Stål (kg/kg stål)	-0,9	-0,72	-0,9		DTU estimat

Bestemmelse af minimum B-faktorer for plast

Til bestemmelse af minimum B-faktorer (B_{\min}) for plast er anvendt prisestimer fra COWI, se tabel nedenfor. B_{\min} er beregnet ud fra basis B-faktoren (B_{basis}) og ratio af pris for mellem og høj kvalitet for hver polymer, altså $B_{\min} = B_{\text{basis}} \times \text{Ratio}$ for de fire polymerer.

Tabel 52 Estimering af minimum B-faktorer på basis af prisestimer for de fire polymerer. Basis B-faktorerne er lavere for scenarie 3B, hvormed også minimum B-faktorerne er lavere i forhold til de andre scenarier.

	Høj kvalitet (98/2)	Mellem kvalitet (80/20)	Lav kvalitet (50/50)	Ratio: mellem / høj kvalitet	Scenarie 1b- 1e, 2a-3a	Scenarie 3B	Scenarie 3B
	[DKR]	[DKR]	[DKR]	[-]	$[B_{\min}]$	$[B_{\text{basis}}]$	$[B_{\min}]$
PP	700	400	0	0,57	$-0,9 \times 0,57 = -0,51$	$0,8 \times -0,9 = -0,72$	$-0,72 \times 0,57 = -0,41$
PET	400	200	-100	0,50	$-0,9 \times 0,50 = -0,45$	$0,8 \times -0,9 = -0,72$	$-0,72 \times 0,50 = -0,36$
HDPE	1250	600	0	0,48	$-0,9 \times 0,48 = -0,43$	$0,8 \times -0,9 = -0,72$	$-0,72 \times 0,48 = -0,35$
LDPE	2700	1700	500	0,63	$-0,9 \times 0,63 = -0,57$	$0,8 \times -0,9 = -0,72$	$-0,72 \times 0,63 = -0,45$

7. Vurdering af datakvalitet

7.1 Metode til vurdering af datakvalitet

For at evaluere kvaliteten af de anvendte procesdata benyttes en metode udviklet af Weidema and Wesnæs (1996). Denne metode tager udgangspunkt i fem indikatorer kategorier til at vurdere kvaliteten af data. Indikatorer kategorierne inkluderer troværdighed, fuldstændighed samt tidsmæssig, geografisk og teknologisk overensstemmelse af anvendte data. Tabellen med tilhørende kriterier til hver af de fem indikatorer kategorier kan findes i dokumentationen til ecoinvents databaser (Weidema et al., 2013) og bygger oprindeligt på Weidema and Wesnæs (1996). Datakvalitet scores på en skala fra 1 til 5, hvor 1 angiver fuld dokumentation og overensstemmelse og 5 angiver manglende dokumentation og overensstemmelse i forhold til den ønskede proces. Scorerne er således semi-kvantitative og på en ordinal skala (fra god til dårlig). Middelværdien af scorerne beregnes, og i dette projekt benyttes i så høj grad som muligt kun processer, som har en gennemsnitlig score lavere end eller lig med 3.

7.2 Vurdering af kvalitet af anvendte data i LCA'en

Tabel 53 viser datakvaliteten af de anvendte processer, både opstrøms primærproduktion (fra ecoinvent databasen) og processerne for affaldsbehandling specielt konstrueret til denne LCA. Tildeling af scorer er sket ved at sammenligne de anvendte processer med kriterierne for hver kategori (Weidema and Wesnæs, 1996; Wernet et al., 2016).

Middelværdien for datakvaliteten er lig med eller lavere end 3 for alle processerne undtagen to, hvilket anses for generelt set tilfredsstillende. Datasættet for primærproduktion af pap giver et gennemsnit på 3,4. Data for denne produktion er baseret på ikke-verificeret litteratur og antagelser, hvormed scoringen for troværdighed og fuldstændighed bliver 4. Data for produktion af el med naturgas er fra midten af 1990'erne, hvormed scoren for tidsmæssig overensstemmelse bliver 5. Med hensyn til processerne for affaldsbehandling, som blev konstrueret specielt til LCA'en, lå middelværdien på 3 eller derunder.

Tabel 53 Værdier for datakvalitet af anvendte processer.

Materiale	Navn på proces	Troværdighed	Fuldstændighed	Tidsmæssig overensstemmelse	Geografisk overensstemmelse	Teknologisk overensstemmelse	Middelværdi
<i>Processer fra ecoinvent database (opstrøms produktion)</i>							
Aluminium	aluminium ingot, primary, to aluminium, cast alloy market - GLO	3	3	3	2	2	2,6
Stål	market for steel, low-alloyed, hot rolled - GLO	4	3	4	2	2	3
Glas	packaging glass production, brown - RER w/o CH+DE	4	3	4	2	2	3
HDPE plast	polyethylene production, high density, granulate - RER	3	4	4	2	2	3
LDPE plast	polyethylene production, low density, granulate - RER	3	4	4	2	2	3

PET plast	polyethylene terephthalate production, granulate, amorphous - RER	3	4	4	2	2	3
PP plast	polypropylene production, granulate - RER	3	4	4	2	2	3
Pap	kraft paper production, unbleached - RER	4	4	4	3	2	3,4
Papir	market for paper, newsprint - RER	3	4	4	2	2	3
Fosfat gødning	ammonium nitrate phosphate production - RER	2	3	3	2	2	2,4
Nitrat gødning	calcium ammonium nitrate production - RER	2	3	4	2	2	2,6
Kalium gødning	market for potassium fertiliser, as K ₂ O - GLO	2	3	4	2	2	2,6
El med biomasse	electricity production, wood, future - GLO	4	3	2	2	2	2,6
El med vind	electricity production, wind, <1MW turbine, onshore - DK	4	3	2	2	2	2,6
El med naturgas	electricity production, natural gas, 10MW - CH	4	3	5	2	2	3,2
El, Europa	market group for electricity, high voltage - RER	3	3	3	2	2	2,6
Varme med kul	heat production, at hard coal industrial furnace 1-10 MW - Europe without Switzerland	4	3	2	2	2	2,6
Varme med olie	heat production, heavy fuel oil, at industrial furnace 1 MW - CH	4	3	3	2	1	2,6
Varme med biomasse/træ	Heat production, hardwood chips from forest, at furnace 5000 kW, state-of-the-art 2014 - CH	4	3	3	2	1	2,6
Varme med naturgas	Heat production, natural gas, at boiler modulating > 100 kW - Europe without Switzerland	2	2	2	1	1	1,6
Varme med biogas	Heat and power co-generation, biogas, gas engine - DK	4	3	2	2	2	2,6
Varme, Europa	market group for heat, district or industrial, natural gas - RER	3	3	2	3	2	2,6
<i>Processer konstrueret specielt til dette projekt</i>							
Aluminium genanvendelse		2	3	2	2	2	2,2
Jern genanvendelse		2	3	2	2	3	2,4
HDPE genanvendelse		2	3	2	1	2	2,0
LDPE genanvendelse		3	3	2	1	3	2,4
PET genanvendelse		2	3	2	2	2	2,2
PP genanvendelse		2	3	2	1	2	2,0
Papir genanvendelse		3	2	2	1	2	2,0
Pap genanvendelse		3	2	2	1	2	2,0
Glas genanvendelse		2	3	2	2	2	2,2
Affaldsforbrænding		1	3	2	1	3	2,2
Bioforgasning		3	4	1	3	4	3,0
Kildesortering		2	3	1	1	2	1,8
Centralsortering		2	3	1	1	2	1,8

8. LCA-resultater (basis-scenarier)

Dette afsnit præsenterer alle resultaterne fra LCA'ens basisscenarier. Først vises tabeller med karakteriserede (dvs. ikke-normaliserede) resultater og dernæst vises grafer med alle normaliserede resultater. Herefter vises resultaterne fra følsomhedsanalysen og endelig vises resultaterne fra usikkerhedsanalysen.

8.1 Karakteriserede resultater

Enfamilieboliger (opland i)

Tabel 54 Karakteriserede resultater for alle scenarier. GWP = global opvarmning; ODP = ozonnedbrydning; HTC = humantoksicitet, carcinogen; HTNC = humantoksicitet, non-carcinogen; PM = partikeludledning; IR = ioniserende stråling; POF = fotokemisk smog. Resultater er givet per referencemængde i det pågældende opland. Referencemængde i opland i (enfamilieboliger) er 150.750 ton affald.

	GWP [kg CO ₂ -ækv.]	ODP [kg CFC-11-ækv.]	HTC [CTUh]	HTNC [CTUh]	PM [kg PM _{2.5} -ækv.]	IR [kBq U-235-ækv.]	POF [kg NMVOC-ækv.]
0A	-6.1E+07	-1.0E+01	-2.2E+00	-6.3E+00	-7.4E+04	-5.1E+06	1.8E+05
0B	-6.2E+07	-1.0E+01	-2.1E+00	-5.2E+00	-7.4E+04	-5.3E+06	2.0E+05
0C	-6.2E+07	-1.0E+01	-2.1E+00	-5.2E+00	-7.4E+04	-5.3E+06	2.0E+05
1A	-6.1E+07	-1.0E+01	-2.6E+00	1.6E+01	-6.8E+04	-5.3E+06	2.0E+05
1B	-7.6E+07	-1.0E+01	-3.2E+00	1.7E+01	-7.4E+04	-5.2E+06	1.8E+05
1C	-7.6E+07	-1.0E+01	-3.2E+00	1.7E+01	-7.6E+04	-5.4E+06	1.8E+05
1D	-7.6E+07	-1.0E+01	-3.2E+00	1.7E+01	-7.6E+04	-5.4E+06	1.8E+05
1E	-6.9E+07	-9.8E+00	-3.1E+00	1.4E+01	-7.4E+04	-4.9E+06	1.7E+05
2A	-7.6E+07	-1.0E+01	-3.1E+00	2.5E+01	-7.5E+04	-5.4E+06	1.8E+05
3A	-7.5E+07	-1.0E+01	-3.2E+00	2.4E+01	-7.5E+04	-5.3E+06	1.8E+05
3B	-7.5E+07	-1.0E+01	-3.2E+00	2.4E+01	-7.5E+04	-5.3E+06	1.8E+05

Tabel 55 Karakteriserede resultater for alle scenarier. TA = terrestrisk forurening; ET = næringssaltbelastning, terrestrisk; EF = næringssaltbelastning, ferskvand; ME = næringssaltbelastning, marin; FE = ferskvand økotoksicitet; ARDfos = abiotiske ressourcer, fossile; ARDele = abiotiske ressourcer, mineraler. Resultater er givet per referencemængde i det pågældende opland. Referencemængde i opland i (enfamilieboliger) er 150.750 ton affald.

	TA [mol H ⁺ -ækv.]	ET [mol N-ækv.]	EF [kg P-ækv.]	EM [kg N-ækv.]	FE [CTUe]	ARDfos [MJ]	ARDele [kg Sb-ækv.]
0A	-3.5E+05	-9.0E+04	-5.6E+03	-1.3E+04	-4.7E+07	-1.7E+09	-3.3E+03
0B	-3.5E+05	-5.7E+04	-5.7E+03	-1.2E+04	-4.5E+07	-1.7E+09	-3.4E+03
0C	-3.5E+05	-6.1E+04	-5.8E+03	-1.2E+04	-4.6E+07	-1.7E+09	-3.4E+03
1A	-2.7E+05	2.4E+05	-5.6E+03	5.3E+04	-3.9E+07	-1.8E+09	-3.4E+03
1B	-2.8E+05	2.4E+05	-5.6E+03	5.1E+04	-4.7E+07	-1.9E+09	-3.6E+03
1C	-2.7E+05	2.7E+05	-5.9E+03	5.2E+04	-4.8E+07	-1.9E+09	-4.5E+03
1D	-2.8E+05	2.7E+05	-5.9E+03	5.2E+04	-4.8E+07	-1.9E+09	-4.5E+03
1E	-2.7E+05	2.4E+05	-5.7E+03	4.8E+04	-4.7E+07	-1.8E+09	-4.2E+03
2A	-2.7E+05	2.7E+05	-5.9E+03	5.2E+04	-4.7E+07	-1.9E+09	-4.5E+03
3A	-2.8E+05	2.3E+05	-5.8E+03	5.0E+04	-4.7E+07	-1.9E+09	-4.1E+03
3B	-2.8E+05	2.3E+05	-5.8E+03	5.0E+04	-4.7E+07	-1.9E+09	-4.1E+03

Etageboliger (opland ii)

Tabel 56 Karakteriserede resultater for alle scenarier. GWP = global opvarmning; ODP = ozonnedbrydning; HTC = humantoksicitet, carcinogen; HTNC = humantoksicitet, non-carcinogen; PM = partikeludledning; IR = ioniserende stråling; POF = fotokemisk smog. Resultater er givet per referencemængde i det pågældende opland. Referencemængde i opland ii (etageboliger) er 142.250 ton affald.

	GWP [kg CO ₂ -ækv.]	ODP [kg CFC-11-ækv.]	HTC [CTUh]	HTNC [CTUh]	PM [kg PM _{2.5} -ækv.]	IR [kBq U-235-ækv.]	POF [kg NMVOC-ækv.]
0A	-5.4E+07	-8.6E+00	-1.9E+00	-8.9E+00	-6.8E+04	-4.0E+06	1.2E+05
0B	-5.4E+07	-8.8E+00	-1.8E+00	-7.8E+00	-6.7E+04	-4.3E+06	1.4E+05
0C	-5.5E+07	-8.8E+00	-1.8E+00	-7.8E+00	-6.7E+04	-4.3E+06	1.4E+05
1A	-5.4E+07	-8.8E+00	-2.2E+00	7.3E+00	-6.3E+04	-4.2E+06	1.4E+05
1B	-6.5E+07	-8.9E+00	-2.6E+00	8.3E+00	-6.7E+04	-4.1E+06	1.2E+05
1C	-6.5E+07	-9.0E+00	-2.6E+00	8.1E+00	-6.9E+04	-4.3E+06	1.3E+05
1D	-6.5E+07	-9.0E+00	-2.6E+00	8.1E+00	-6.9E+04	-4.3E+06	1.2E+05
1E	-5.9E+07	-8.5E+00	-2.5E+00	6.0E+00	-6.7E+04	-4.0E+06	1.2E+05
2A	-6.5E+07	-8.9E+00	-2.6E+00	1.4E+01	-6.8E+04	-4.3E+06	1.3E+05
3A	-6.4E+07	-8.7E+00	-2.6E+00	1.3E+01	-6.8E+04	-4.3E+06	1.2E+05
3B	-7.1E+07	-8.2E+00	-2.9E+00	1.1E+01	-6.5E+04	-4.3E+06	1.3E+05

Tabel 57 Karakteriserede resultater for alle scenarier. TA = terrestrisk forurening; ET = næringssaltbelastning, terrestrisk; EF = næringssaltbelastning, ferskvand; ME = næringssaltbelastning, marin; FE = ferskvand økotoksicitet; ARDfos = abiotiske ressourcer, fossile; ARDele = abiotiske ressourcer, mineraler. Resultater er givet per referencemængde i det pågældende opland. Referencemængde i opland ii (etageboliger) er 142.250 ton affald.

	TA [mol H ⁺ -ækv.]	ET [mol N-ækv.]	EF [kg P-ækv.]	EM [kg N-ækv.]	FE [CTUe]	ARDfos [MJ]	ARDele [kg Sb-ækv.]
0A	-3.3E+05	-1.5E+05	-4.9E+03	-1.4E+04	-4.3E+07	-1.5E+09	-2.6E+03
0B	-3.3E+05	-1.2E+05	-5.0E+03	-1.3E+04	-4.1E+07	-1.5E+09	-2.7E+03
0C	-3.3E+05	-1.2E+05	-5.0E+03	-1.3E+04	-4.1E+07	-1.5E+09	-2.7E+03
1A	-2.7E+05	9.9E+04	-4.9E+03	3.4E+04	-3.7E+07	-1.5E+09	-2.7E+03
1B	-2.7E+05	9.6E+04	-4.9E+03	3.3E+04	-4.2E+07	-1.7E+09	-2.9E+03
1C	-2.7E+05	1.2E+05	-5.1E+03	3.3E+04	-4.3E+07	-1.7E+09	-3.6E+03
1D	-2.7E+05	1.2E+05	-5.1E+03	3.3E+04	-4.3E+07	-1.7E+09	-3.6E+03
1E	-2.6E+05	1.1E+05	-4.9E+03	3.1E+04	-4.2E+07	-1.5E+09	-3.4E+03
2A	-2.7E+05	1.2E+05	-5.1E+03	3.4E+04	-4.2E+07	-1.7E+09	-3.6E+03
3A	-2.8E+05	9.3E+04	-5.1E+03	3.2E+04	-4.3E+07	-1.6E+09	-3.3E+03
3B	-2.5E+05	1.9E+05	-4.7E+03	3.8E+04	-4.4E+07	-1.6E+09	-3.0E+03

Blandet opland jf. funktionel enhed (opland iii)

"Blandet opland" er 60% enfamilieboliger og 40% etageboliger, jf. projektets funktionelle enhed.

Tabel 58 Karakteriserede resultater for alle scenarier. GWP = global opvarmning; ODP = ozonnedbrydning; HTC = humantoksicitet, carcinogen; HTNC = humantoksicitet, non-carcinogen; PM = partikeludledning; IR = ioniserende stråling;

POF = fotokemisk smog. Resultater er givet per referencemængde i det pågældende opland. Referencemængde i opland *iii* (blandet opland) er 147.350 ton affald.

	GWP [kg CO ₂ -ækv.]	ODP [kg CFC-11-ækv.]	HTC [CTUh]	HTNC [CTUh]	PM [kg PM _{2.5} -ækv.]	IR [kBq U-235-ækv.]	POF [kg NMVOC-ækv.]
0A	-5.8E+07	-9.4E+00	-2.1E+00	-7.3E+00	-7.2E+04	-4.7E+06	1.6E+05
0B	-5.9E+07	-9.6E+00	-2.0E+00	-6.2E+00	-7.1E+04	-4.9E+06	1.8E+05
0C	-5.9E+07	-9.6E+00	-2.0E+00	-6.2E+00	-7.1E+04	-4.9E+06	1.8E+05
1A	-5.8E+07	-9.6E+00	-2.4E+00	1.2E+01	-6.6E+04	-4.8E+06	1.7E+05
1B	-7.2E+07	-9.8E+00	-3.0E+00	1.3E+01	-7.1E+04	-4.8E+06	1.6E+05
1C	-7.2E+07	-9.8E+00	-3.0E+00	1.3E+01	-7.3E+04	-5.0E+06	1.6E+05
1D	-7.2E+07	-9.9E+00	-3.0E+00	1.3E+01	-7.3E+04	-5.0E+06	1.6E+05
1E	-6.5E+07	-9.3E+00	-2.9E+00	1.1E+01	-7.1E+04	-4.6E+06	1.5E+05
2A	-7.1E+07	-9.7E+00	-2.9E+00	2.0E+01	-7.3E+04	-5.0E+06	1.6E+05
3A	-7.0E+07	-9.5E+00	-2.9E+00	2.0E+01	-7.2E+04	-4.9E+06	1.6E+05
3B	-7.3E+07	-9.3E+00	-3.0E+00	1.9E+01	-7.1E+04	-4.9E+06	1.6E+05

Tabel 59 Karakteriserede resultater for alle scenarier. TA = terrestrisk forurening; ET = næringssaltbelastning, terrestrisk; EF = næringssaltbelastning, ferskvand; ME = næringssaltbelastning, marin; FE = ferskvand økotoxicitet; ARDfos = abiotiske ressourcer, fossile; ARDele = abiotiske ressourcer, mineraler. Resultater er givet per referencemængde i det pågældende opland. Referencemængde i opland *iii* (blandet opland) er 147.350 ton affald.

	TA [mol H ⁺ -ækv.]	ET [mol N-ækv.]	EF [kg P-ækv.]	EM [kg N-ækv.]	FE [CTUe]	ARDfos [MJ]	ARDele [kg Sb-ækv.]
0A	-3.4E+05	-1.1E+05	-5.3E+03	-1.4E+04	-4.5E+07	-1.6E+09	-3.0E+03
0B	-3.4E+05	-8.2E+04	-5.4E+03	-1.2E+04	-4.4E+07	-1.7E+09	-3.1E+03
0C	-3.4E+05	-8.6E+04	-5.5E+03	-1.2E+04	-4.4E+07	-1.7E+09	-3.1E+03
1A	-2.7E+05	1.9E+05	-5.3E+03	4.5E+04	-3.8E+07	-1.7E+09	-3.1E+03
1B	-2.7E+05	1.8E+05	-5.3E+03	4.4E+04	-4.5E+07	-1.8E+09	-3.3E+03
1C	-2.7E+05	2.1E+05	-5.6E+03	4.4E+04	-4.6E+07	-1.8E+09	-4.1E+03
1D	-2.7E+05	2.1E+05	-5.6E+03	4.4E+04	-4.6E+07	-1.8E+09	-4.1E+03
1E	-2.6E+05	1.9E+05	-5.4E+03	4.2E+04	-4.5E+07	-1.7E+09	-3.9E+03
2A	-2.7E+05	2.1E+05	-5.6E+03	4.5E+04	-4.5E+07	-1.8E+09	-4.1E+03
3A	-2.8E+05	1.8E+05	-5.5E+03	4.3E+04	-4.5E+07	-1.8E+09	-3.8E+03
3B	-2.7E+05	2.1E+05	-5.4E+03	4.5E+04	-4.6E+07	-1.8E+09	-3.7E+03

8.2 Normaliserede resultater

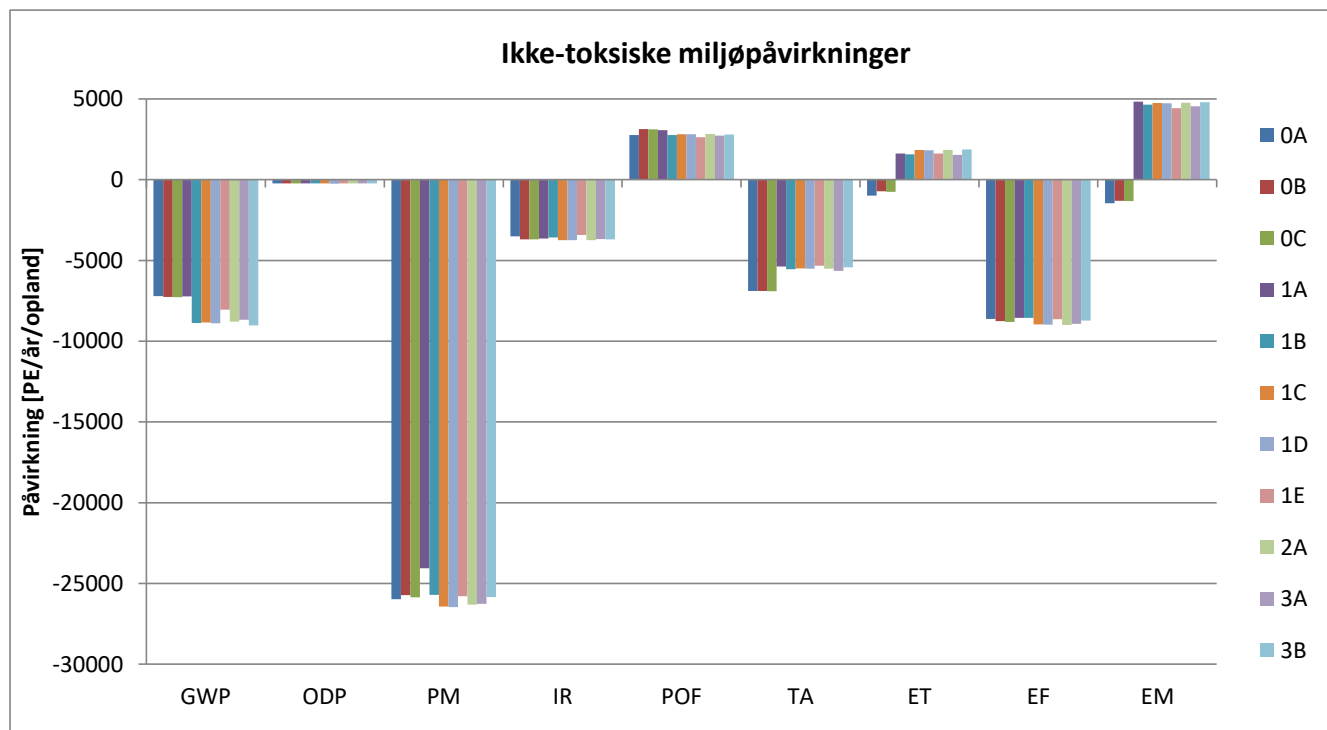
Blandet opland jf. funktionel enhed (opland *iii*)

Det blandede opland er 60 % enfamilieboliger og 40 % etageboliger. De tre figurer nedenfor viser resultaterne for a) potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger, b) potentielle toksiske påvirkninger og c) potentielle miljøpåvirkninger relateret til udtømmning af ressourcer.

Scenariernes ikke-toksiske miljøpåvirkninger ligger generelt tæt på hinanden, og der er begrænsede forskelle imellem scenarierne. For global opvarmning (GWP), ozonnedbrydning (ODP), partikeludledning (PM),

ioniserende stråling (IR), terrestrisk forsurening (TA) og ferskvands-næringssaltbelastning (EF) ses miljøbesparelser i alle scenarier, dvs. nettogevinst for miljøet. Heriblandt giver scenarie 1A de mindste besparelser, hvilket fx for PM skyldes at bioforgasning af kildesorteret organisk affald giver nettobelastninger. Det varierer imellem miljøpåvirkningerne hvilke scenarier, der giver de største besparelser. Sådanne "trade-offs" imellem forskellige påvirkninger ses ofte i LCA-studier, dvs. hvor miljøbesparelser i én påvirkningskategori kan føre til miljøbelastninger i en anden påvirkningskategori. Scenarie 0A-0C giver de største besparelser i TA, da introduktionen af metal-genanvendelse og bioforgasning i de andre scenarier medfører nettobelastninger i TA. For andre miljøpåvirkninger end TA ligger scenarierne meget tæt på hinanden, og det er svært at konkludere hvilke scenarier, der miljømæssigt er at foretrække. For fotokemisk smog (POF), terrestrisk næringssaltbelastning (ET) og marin næringssaltbelastning (EM) ses netto miljøbelastninger for alle scenarier (POF) undtagen 0A-0C (ET, EM). I forvejen medfører affaldsforbrænding belastninger i POF, ET og EM, men introduktionen af bioforgasning fra scenarie 1A giver yderligere belastninger, som fører til resulterende nettobelastninger.

På trods af de interne forskelle viser resultaterne, at øget udsortering og genanvendelse (scenarie 1B, 1C, 1D, 2A, 3A, 3B) klarer sig ligeså godt eller bedre end scenarierne med lavere udsortering og genanvendelse. Dette ses tydeligst for GWP, PM, IR, EF og EM. Undtagelserne er scenarie 1E med posesortering, da det ekstra forbrug af poser medfører lavere nettogevinst.



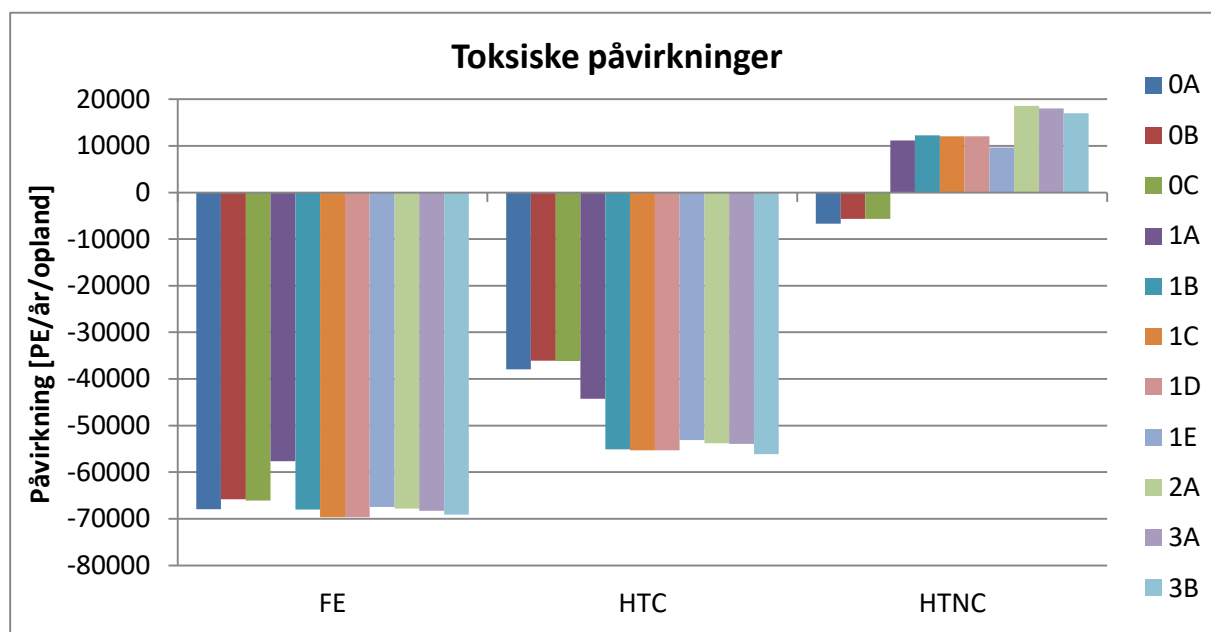
Figur 15 Resultater for blandet opland angivet i personækvivalenter (PE) per år per opland. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forsurening; ET=terrestrisk næringssaltbelastning; EF=ferskvand næringssaltbelastning; EM=marin næringssaltbelastning.

Scenariernes toksiske påvirkninger varierer til en vis del imellem scenarie 0A-0C og de andre scenarier. Samme hovedresultater som for de ikke-toksiske påvirkninger ses dog, nemlig, at scenarier med øget udsortering og genanvendelse generelt klarer sig bedre eller ligeså godt som scenarier med en lavere grad af genanvendelse.

For ferskvands-økotoksicitet (FE) forekommer miljøbesparelser i alle scenarier. Besparelserne er marginalt større for scenarie 1C-3B, hvor der udsorteres 5-6 fraktioner fremfor 2-3 fraktioner i scenarie 0A-1A. Dette indikerer at miljøbesparelserne ved genanvendelse er større end besparelserne ved energiudnyttelse af affaldsmaterialerne. Desuden ses det, at bioforgasning af organisk affald fører til lavere nettobesparelser i FE på grund af emissioner til ferskvand. Dog ligger scenarieresultaterne tæt op ad hinanden, hvilket problematiserer en entydig konklusion af hvilke scenarier der er bedre end de andre.

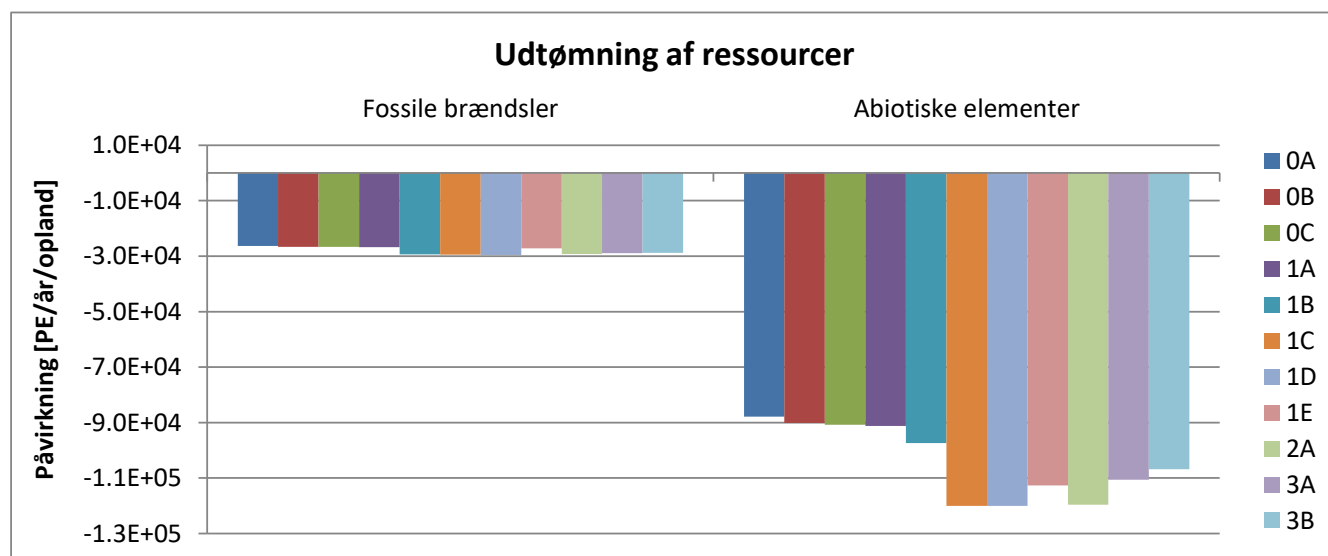
For humantoksicitet [kræftfremkaldende (HTC)] er forskellen imellem scenarie 0A-0C, 1A og 2A-3B tydeligere, hvilket skyldes besparelser ved bioforgasning (spring imellem 0A-0C og 1A) og genanvendelse af metaller (især jern) fra husholdningen (1B og opefter).

For humantoksicitet [ikke-kræftfremkaldende (HTNC)] ses besparelser i scenarie 0A-0C og belastninger i de andre scenarier. Belastningerne skyldes hovedsageligt emissioner fra bioforgasning og genanvendelse af jern, hvorfor scenarier 0A-0C (hvor organisk affald og metaller ikke udsorteres) klarer sig bedst i forhold til HTNC.



Figur 16 Resultater for blandet opland angivet i personækvivalenter (PE) per år per opland. HTC=carcinogen humantoksicitet; HTNC=non-carcinogen humantoksicitet; FE=ferskvand økotoksicitet.

Påvirkningerne relateret til udtømmning af abiotiske ressourcer er inddelt i fossile brændsler og elementer (fx mineraler). Alle scenarier ligger særdeles tæt for Fossile brændsler, hvorfor det er svært at udpege fordelagtige scenarier. Der er dog en svag tendens til at scenarierne med øget udsortering og genanvendelse, men uden posesortering (1B, 1C, 1D, 2A, 3A, 3B) klarer sig bedre end de andre scenarier (0A, 0B, 0C, 1A, 1E). Med de generelle usikkerheder af data taget i betragtning er det dog ikke muligt at drage en konklusion her. For Abiotiske elementer er der en større forskel imellem scenarie 0A-1B og de andre scenarier, hvilket skyldes at genanvendelse er fordelagtigt set i et ressourcemæssigt perspektiv.



Figur 17 Resultater for blandet opland angivet i personækvivalenter (PE) per år per opland.

9. LCA-resultater (følsomhedsanalyser)

Der er foretaget følgende følsomhedsanalyser:

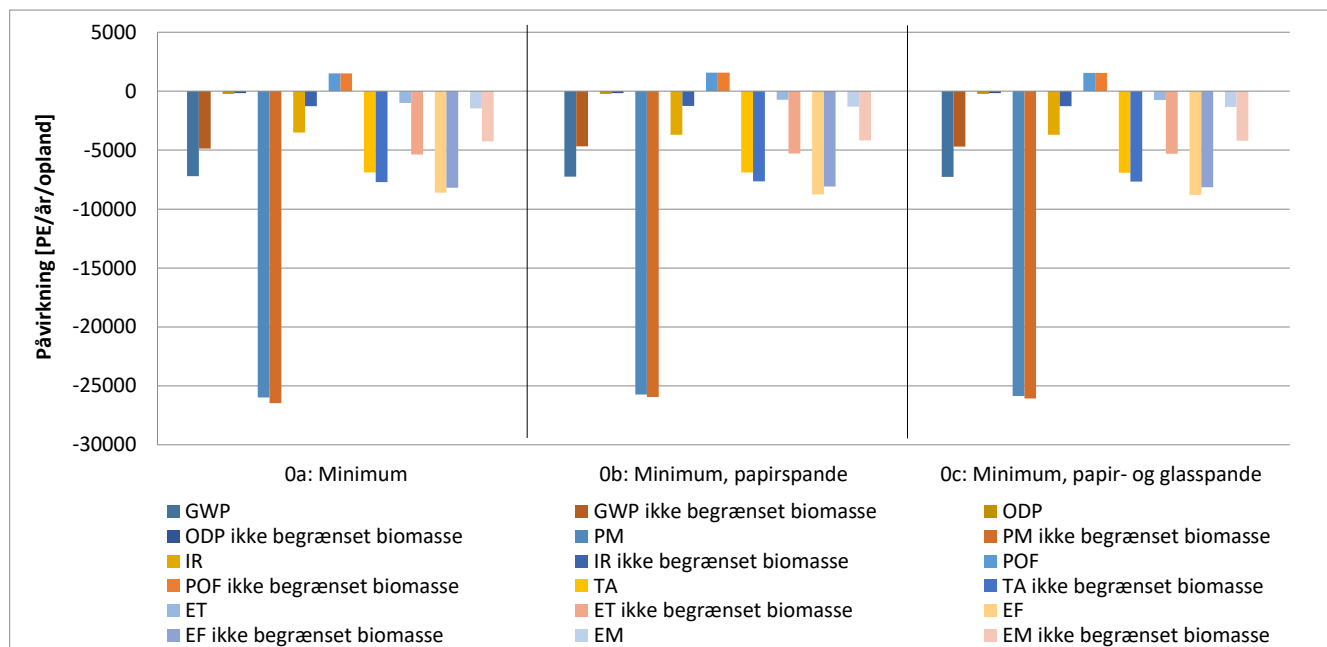
1. Biomasse er ikke begrænset (antaget at biomasse er begrænset i basis-scenarierne)
2. Inklusion af klimapåvirkninger fra biogene CO₂-emissioner ved ikke-begrænset biomasse (antaget nul bidrag af biogene CO₂-emissioner i basis-scenarierne)
3. Valg af marginal elektricitet: ecoinvent konsekvens-datasæt for Danmark
4. Valg af marginal varme: kul ("worst case") og træpiller ("best case")

9.1 Biomasse er ikke begrænset

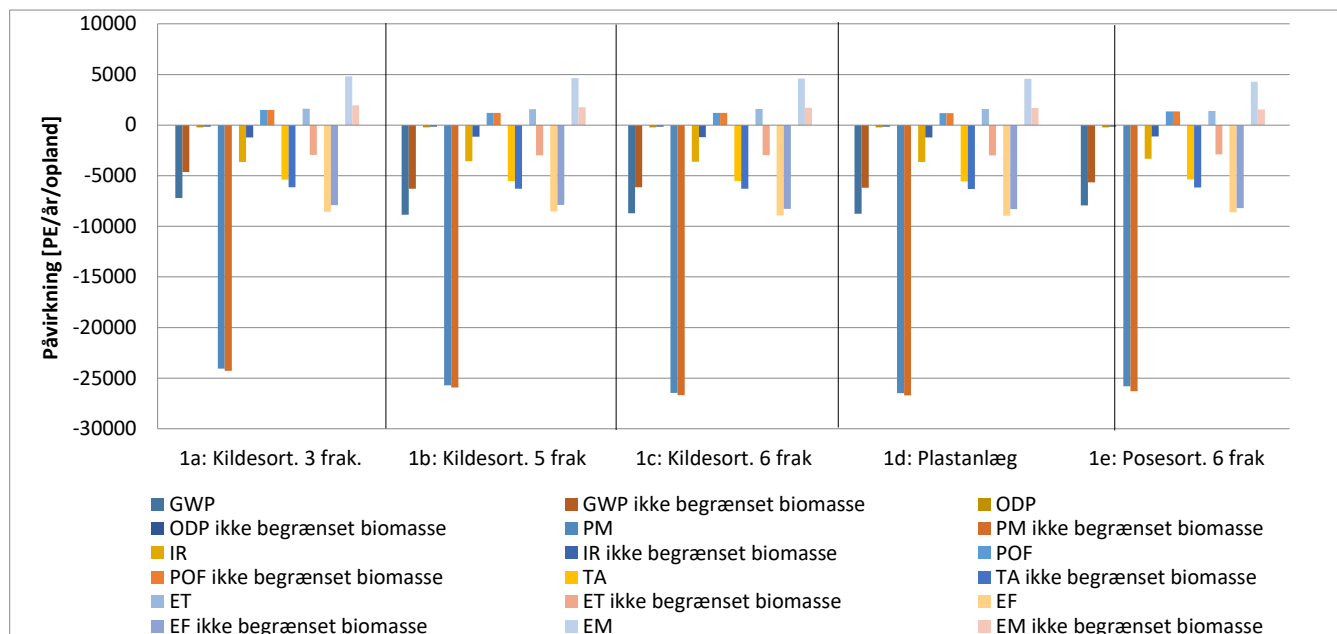
Følgende figurer viser resultaterne når antagelsen om begrænset biomasse ikke gælder. I vores LCA-model betyder dette, at genanvendelse af papir ikke fører til en frigivelse af primært/jomfrueligt træ, som bliver anvendt til energiproduktion.

Ikke-toksiske påvirkningskategorier

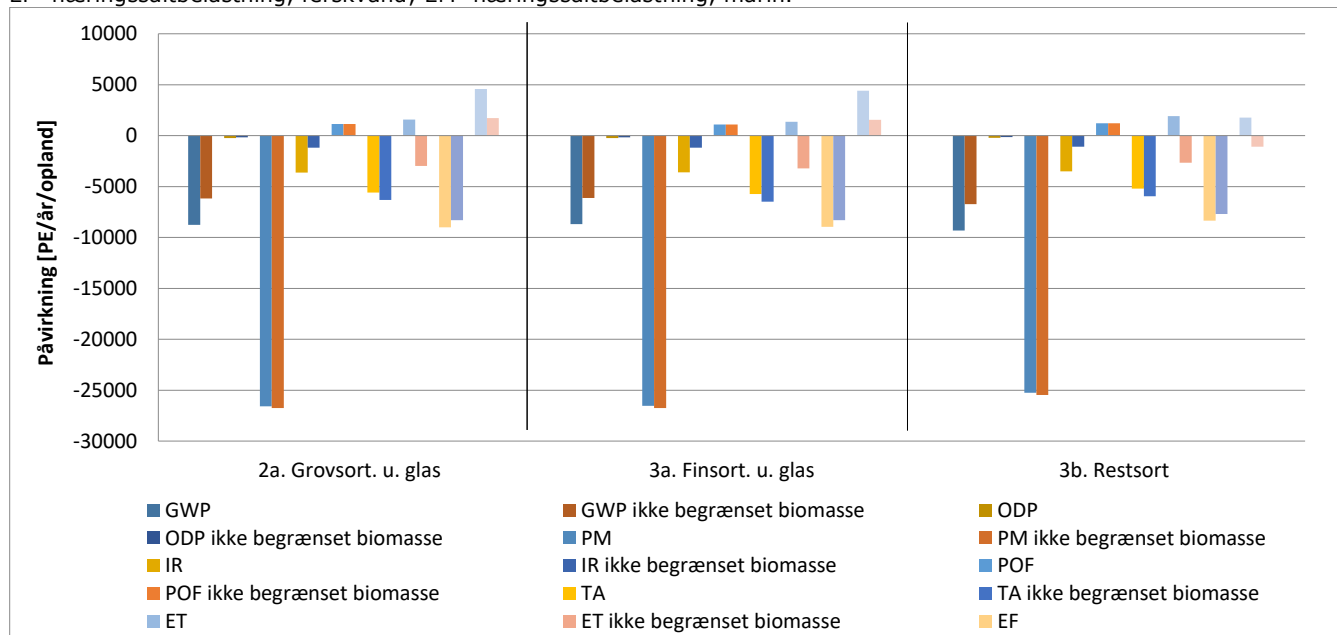
Figur 18, 19 og 20 viser resultaterne for alle scenarier for de ikke-toksiske påvirkningskategorier. Scenarie 0A-0C viser ens forskelle imellem basis-scenarier og følsomhedsanalyse. For eksempel er der en lavere besparelse i global opvarmning og ozonnedbrydning, men en større besparelse i terrestrisk og marin eutrofiering når biomasse ikke er begrænset. Scenarie 1A-1E viser også ens forskelle imellem basis-scenarier og følsomhedsanalyse med samme tendenser som scenarie 0A-0C. Det samme gælder for scenarie 2A-3B bortset fra at scenarie 2A viser en større besparelse i partikeludledning (PM), når biomasse ikke er begrænset. Det kan generelt siges, at antagelsen om begrænset biomasse ikke har betydning for fotokemisk smog (POF). Til gengæld betyder antagelsen om begrænset biomasse generelt set en større besparelse i GWP.



Figur 18 Basis-resultater og resultater fra følsomhedsanalysen: Biomasse er ikke begrænset. Normaliserede resultater for ikke-toksiske påvirkningskategorier. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forurening; ET=næringssaltbelastning, terrestrisk; EF=næringssaltbelastning, ferskvand; EM=næringssaltbelastning, marin.



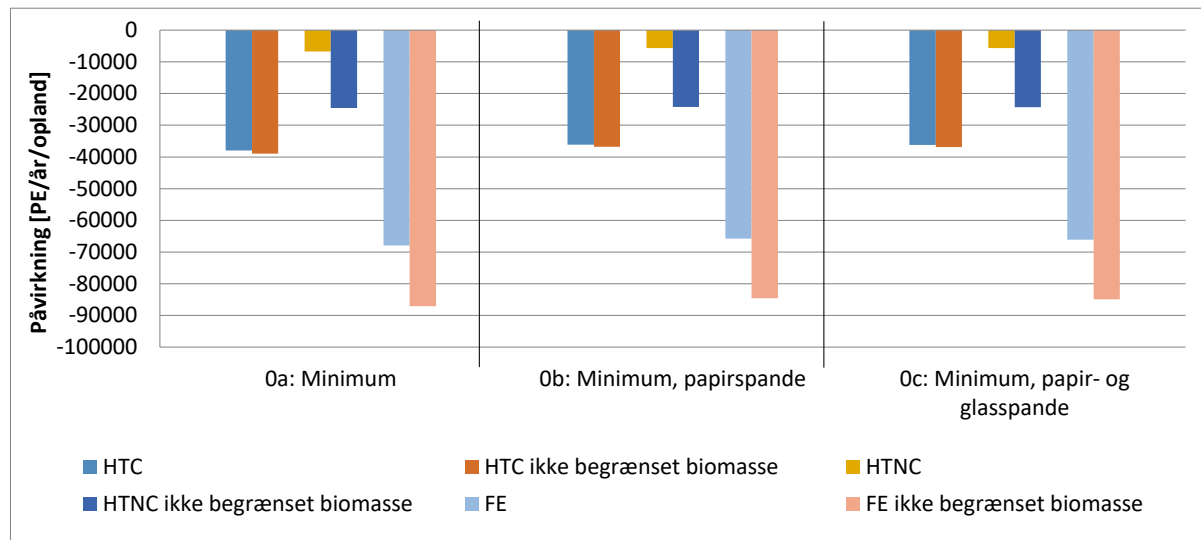
Figur 19 Basis-resultater og resultater fra følsomhedsanalysen: Biomasse er ikke begrænset. Normaliserede resultater for ikke-toksiske påvirkningskategorier. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forurening; ET=næringssaltbelastning, terrestrisk; EF=næringssaltbelastning, ferskvand; EM=næringssaltbelastning, marin.



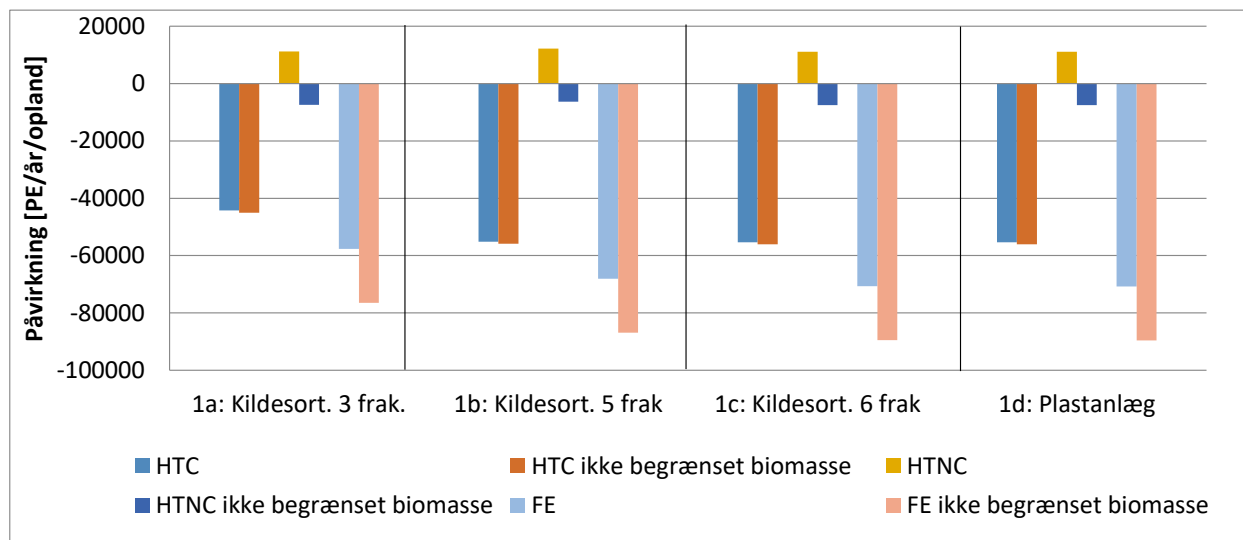
Figur 20 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Biomasse ikke begrænset. Normaliserede resultater for ikke-toksiske påvirkningskategorier. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forurening; ET=næringssaltbelastning, terrestrisk; EF=næringssaltbelastning, ferskvand; EM=næringssaltbelastning, marin.

Toksiske påvirkningskategorier

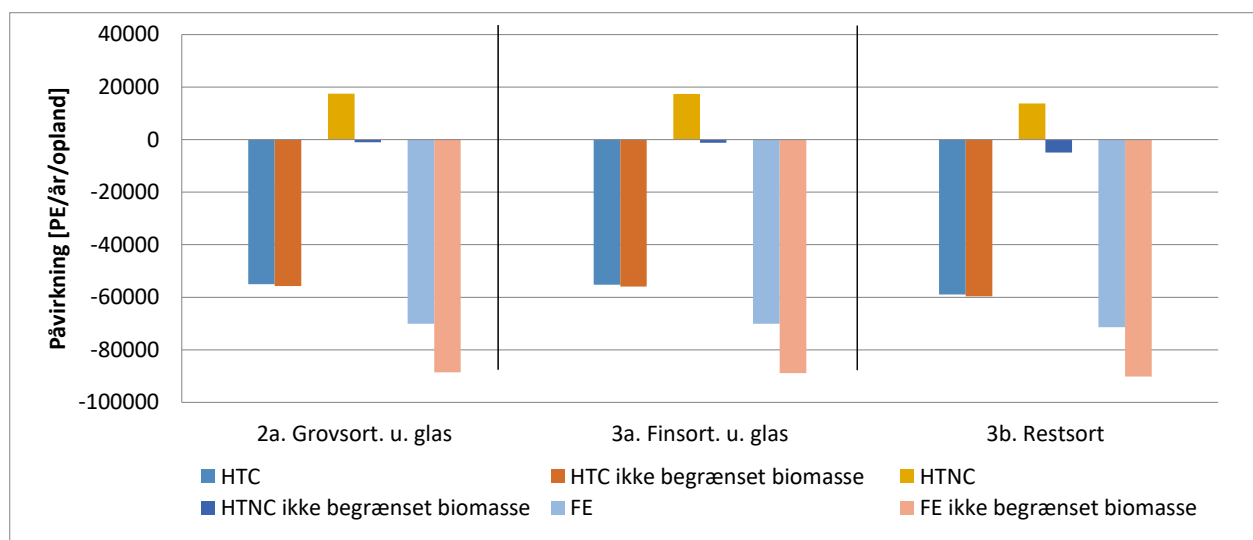
Figur 21, 22 og 23 viser resultaterne for alle scenarier for de toksiske påvirkningskategorier. Scenarie 0A-0C viser ens forskelle imellem basis-scenarier og følsomhedsanalyse. Der er ikke nogen tydelig forskel for HTC, men en mindre besparelse i HTNC og FE når biomasse er begrænset. I scenarie 1A-1D ses også ens forskelle, og der ses ingen tydelig ændring i resultaterne (HTC) henholdsvis større besparelser når biomasse ikke er begrænset (HTNC, FE). I scenarie 2A-3B ses lavere belastninger, når biomasse ikke er begrænset. Altså, hvor antagelsen om begrænset biomasse giver øgede besparelse i en kategori som global opvarmning (GWP), så giver antagelsen færre miljøbesparelser i de toksiske påvirkningskategorier. Der forekommer således en trade-off imellem forskellige påvirkningskategorier.



Figur 21 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Biomasse ikke begrænset. Normaliserede resultater for toksiske påvirkningskategorier. HTC=human toksicitet, cancer; HTNC=human toksicitet, ikke-cancer; FE=ferskvand økotoksicitet.



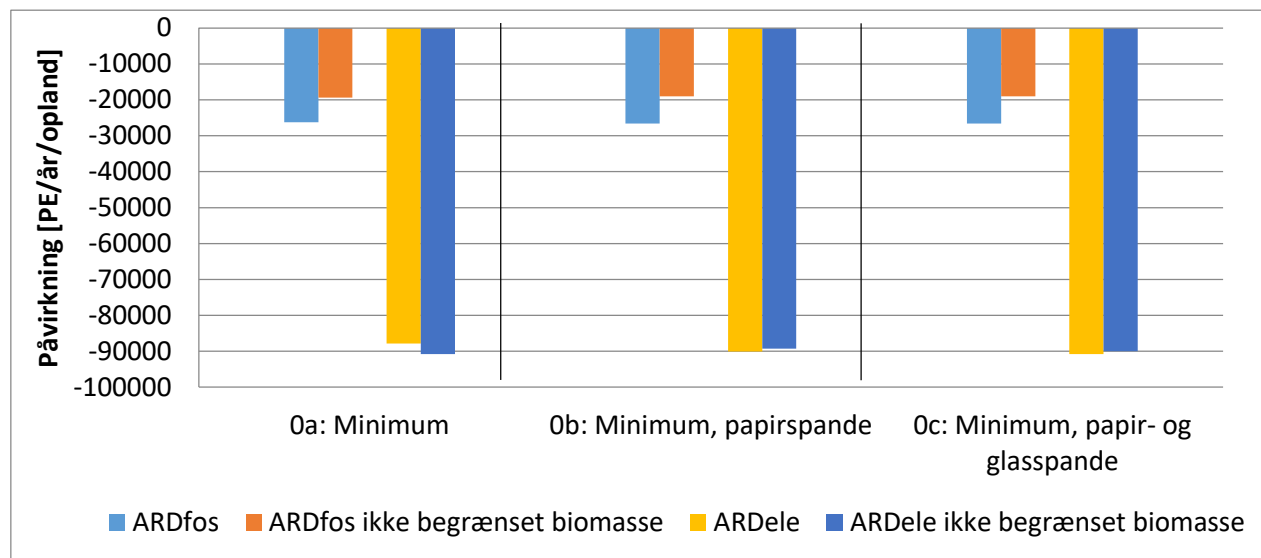
Figur 22 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Biomasse ikke begrænset. Normaliserede resultater for toksiske påvirkningskategorier. HTC=human toksicitet, cancer; HTNC=human toksicitet, ikke-cancer; FE=ferskvand økotoksicitet.



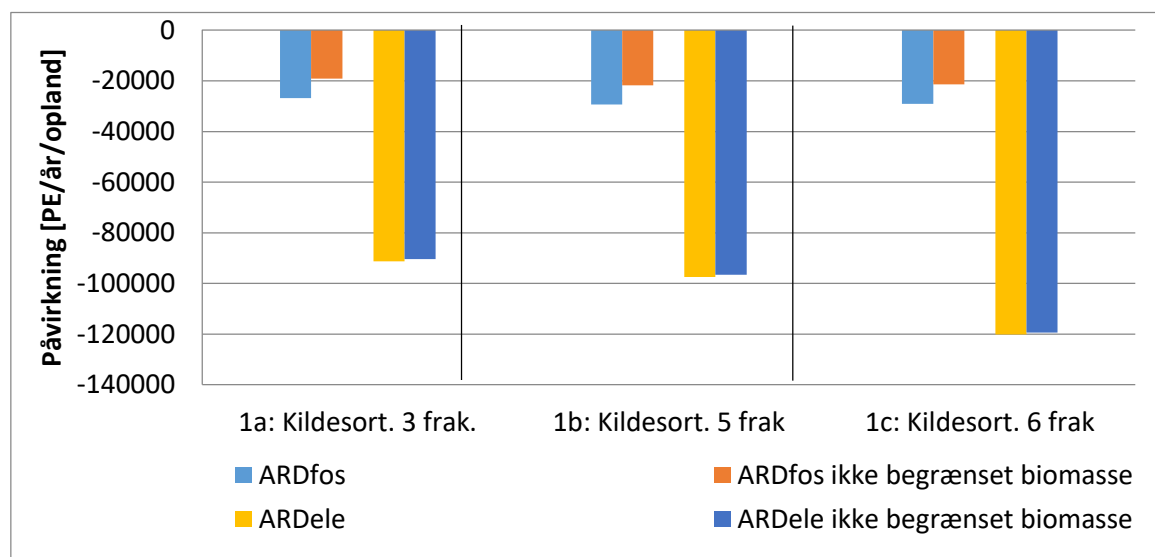
Figur 23 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Biomasse ikke begrænset. Normaliserede resultater for toksiske påvirkningskategorier. HTC=human toksicitet, cancer; HTNC=human toksicitet, ikke-cancer; FE=ferskvand økotoksicitet.

Påvirkninger relateret til udtømmning af ressourcer

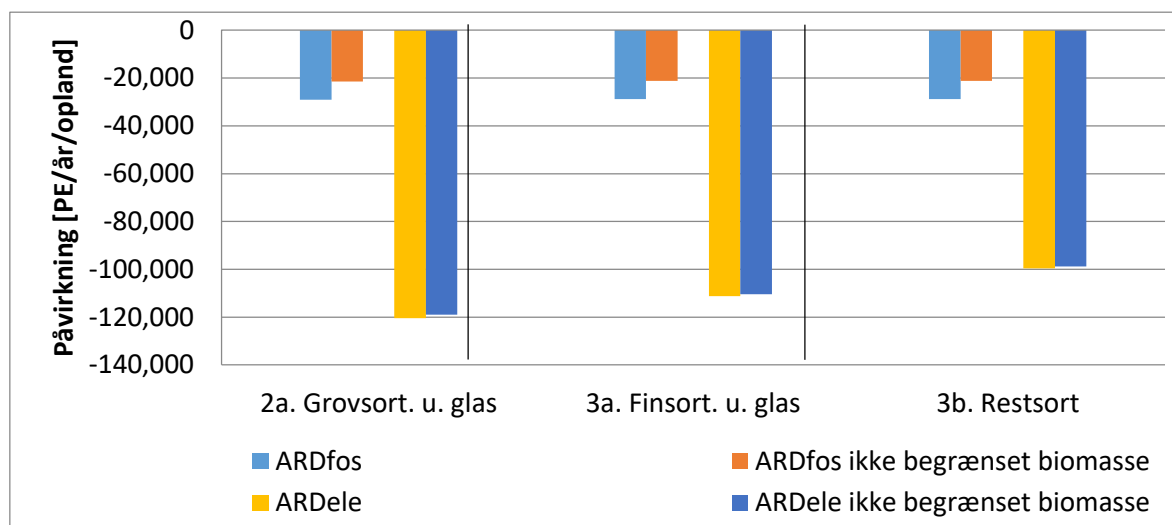
Figur 24, 25 og 26 viser resultaterne for udtømmning af ressourcer; fossile brændsler (ARDfos) og abiotiske elementer (ARDele). For ARDfos i alle scenarier ses en større besparelse når biomasse er begrænset, hvilket skyldes at der elektricitet med biomasse substituerer fossilbaseret elektricitet. For ARDele er der ingen tydelig forskel.



Figur 24 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Biomasse ikke begrænset. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. ARDfos=fossile ressourcer; ARDele=abiotiske elementer.



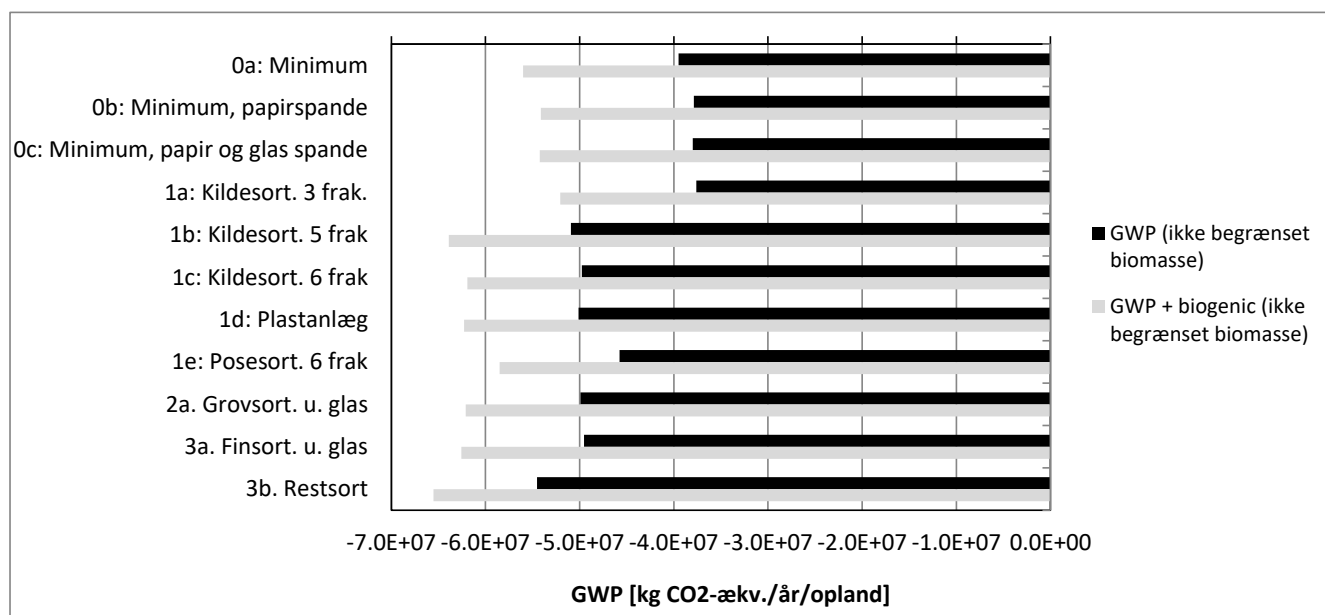
Figur 25 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Biomasse ikke begrænset. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. ARDfos=fossile ressourcer; ARDele=abiotiske elementer.



Figur 26 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Biomasse ikke begrænset. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. ARDfos=fossile ressourcer; ARDele=abiatiske elementer.

9.2 Inklusion af klimapåvirkninger fra biogene CO₂-emissioner

Når biomasse ikke anses for værende begrænset er det relevant at inkludere klimaeffekterne fra udledning af biogen CO₂ under produktion af energi med biomasse (træbrændsel udgør andele af den marginale energi antaget i projektet). Det skyldes at man nu bevidst vil vælge at udnytte biomassen, og hvis man ikke gjorde dette ville der være en kulstofbinding i biomassen, der vil bidrage med en nettotilvækst i CO₂ hvis den bruges til energiproduktion. Inklusion af den biogene CO₂-faktor tager højde for det forsinkede optag i ny træ af CO₂ fra forbrænding af træ. Som nævnt tidligere i bilagsrapporten er anvendt en karakteriseringsfaktor på 0,24 kg CO₂-ækvivalenter per kg biogen CO₂, hvilken tilsvarende en rotationstid for kulstoffet på cirka 60 år (Cherubini et al., 2011). Figur 27 sammenligner resultaterne for global opvarmning (GWP) med og uden inklusion af biogene CO₂-emissioner, under antagelse af at biomasse *ikke* er begrænset. Grafen viser, at inklusion af de biogene CO₂-emissioner giver større besparelser i alle scenarier. Dette skyldes, at fortrængning af marginal energi, der nu også indeholder fortrængning af biogene CO₂-emissioner, giver en større samlet miljøbesparelse. Inklusion eller eksklusion af biogene CO₂-emissioner er således vigtig for resultaterne mht. global opvarmning.



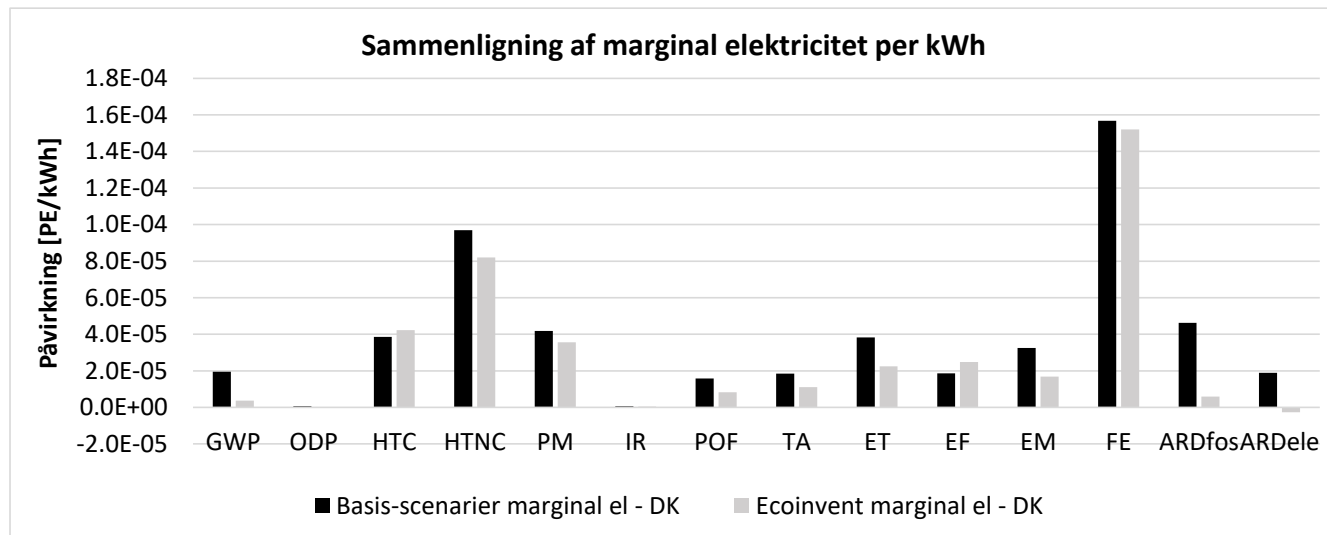
Figur 27 Sammenligning af GWP med og uden inklusion af biogene CO₂-emissioner. Under forudsætning af ikke-begrænset biomasse.

9.3 Valg af marginal elektricitet

I basis-scenariene er valgt et miks af brændsler for den marginale elektricitet. Alternativt kunne vi have valgt at anvende et konsekvens-datasæt for dansk elektricitet fra ecoinvent databasen. Denne følsomhedsanalyse viser resultaterne hvis et ecoinvent datasæt anvendes.

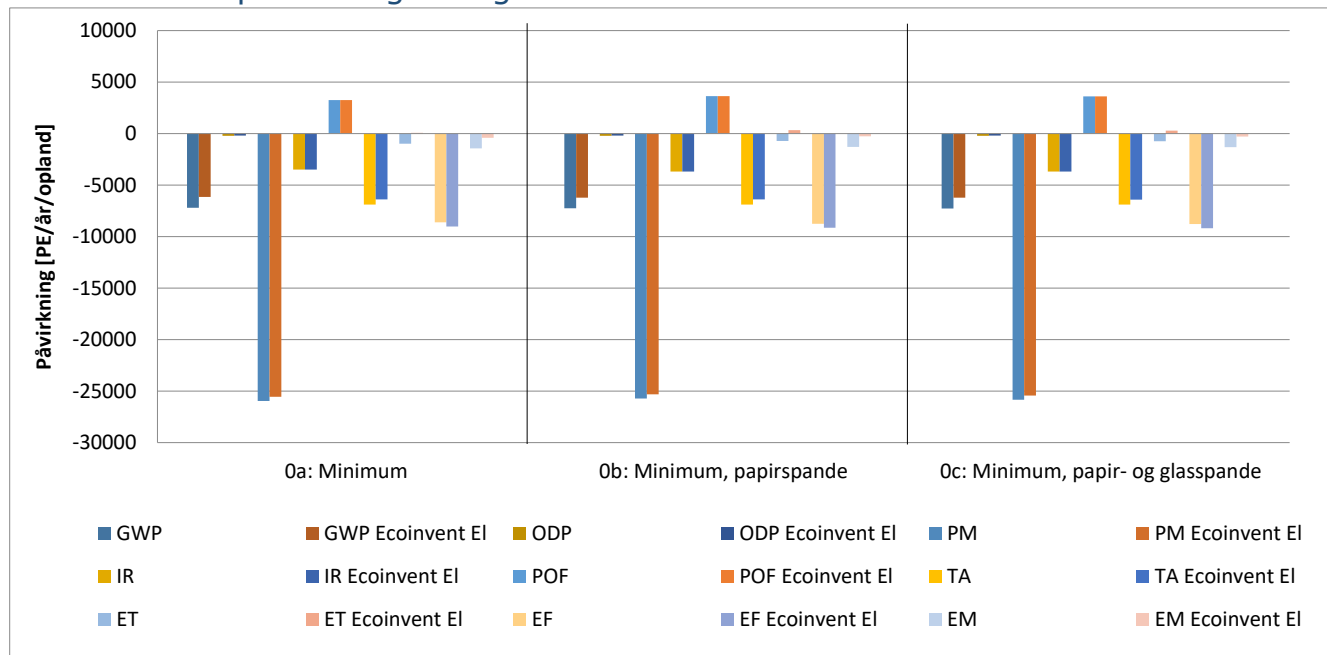
For at give et overblik viser Figur 28 en sammenligning af den marginale elektricitet anvendt i basis-scenariene og den danske elmarginal fra ecoinvent databasen. Navnet på datasættet i ecoinvent er "market for electricity, high voltage DK", og datasættet er fra ecoinvent's konsekvens-database. Figur 28 viser at elmarginalen fra ecoinvent databasen har lavere miljøbelastninger for alle påvirkningskategorier undtagen humantoksicitet, cancer, (HTC) og ferskvands-næringssaltbelastning (EF). Disse værdier per kWh el indikerer, at valg af elmarginal har betydning for resultaterne.

Figur 29, 30 og 31 viser resultaterne for alle scenarier for ikke-toksiske påvirkningskategorier. De viser generelt lavere miljøbesparelser når ecoinvent elmarginalen anvendes. Dette skyldes, at miljøbelastningerne per kWh elektricitet er lavere for ecoinvent elmarginalen, og dermed er besparelserne også lavere når elmarginalen substitueres. Dog ligger basis-resultaterne og resultaterne fra følsomhedsanalysen relativt tæt på hinanden, hvilket indikerer at resultaterne har en begrænset følsomhed overfor valg af elmarginal. Samme konklusioner gælder for de toksiske kategorier (Figur 32, 33 og 34) og for kategorierne relateret til udtømning af ressourcer (Figur 35, 36 og 37).

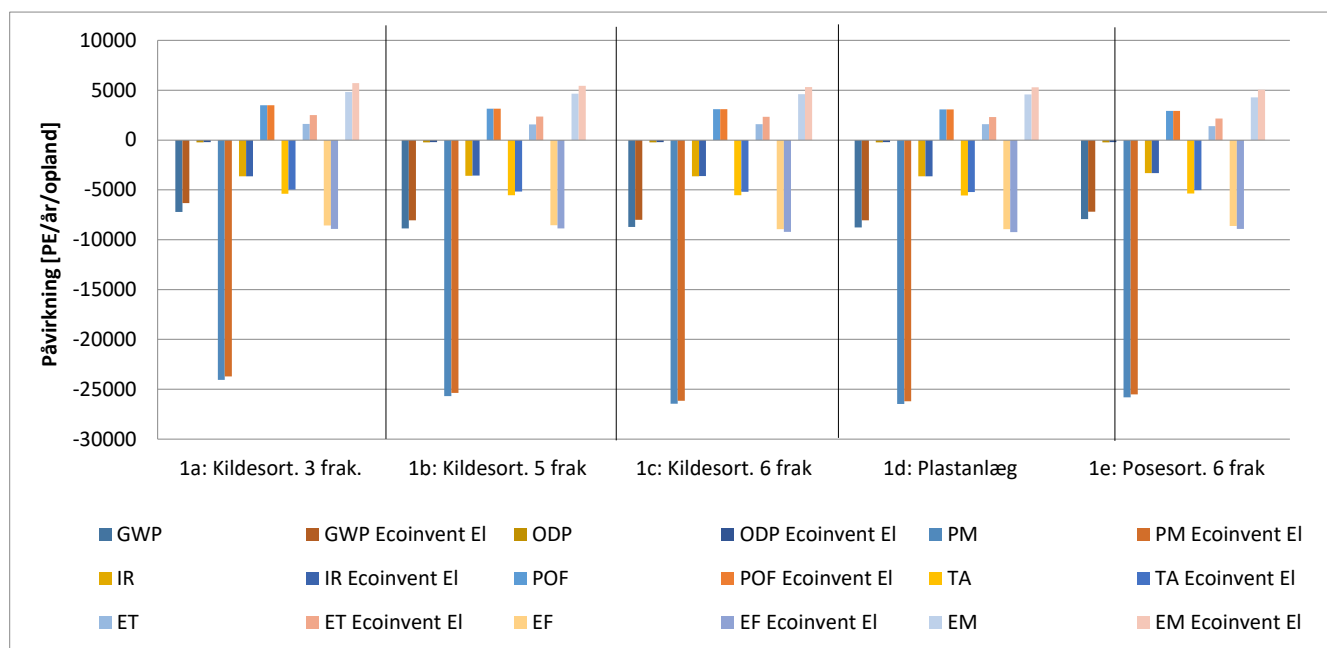


Figur 28 Sammenligning af miljøpåvirkningerne fra elmarginalen anvendt i basis-scenarierne og alternativ elmarginal fra ecoinvent databasen. Normaliserede resultater. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forurening; ET=næringssaltbelastning, terrestrisk; EF=næringssaltbelastning, ferskvand; EM=næringssaltbelastning, marin. HTC=humantoksicitet, cancer; HTNC=humantoksicitet, ikke-cancer; FE=ferskvand økotoksicitet; ARDfos=fossile ressourcer; ARDele=abiotiske elementer.

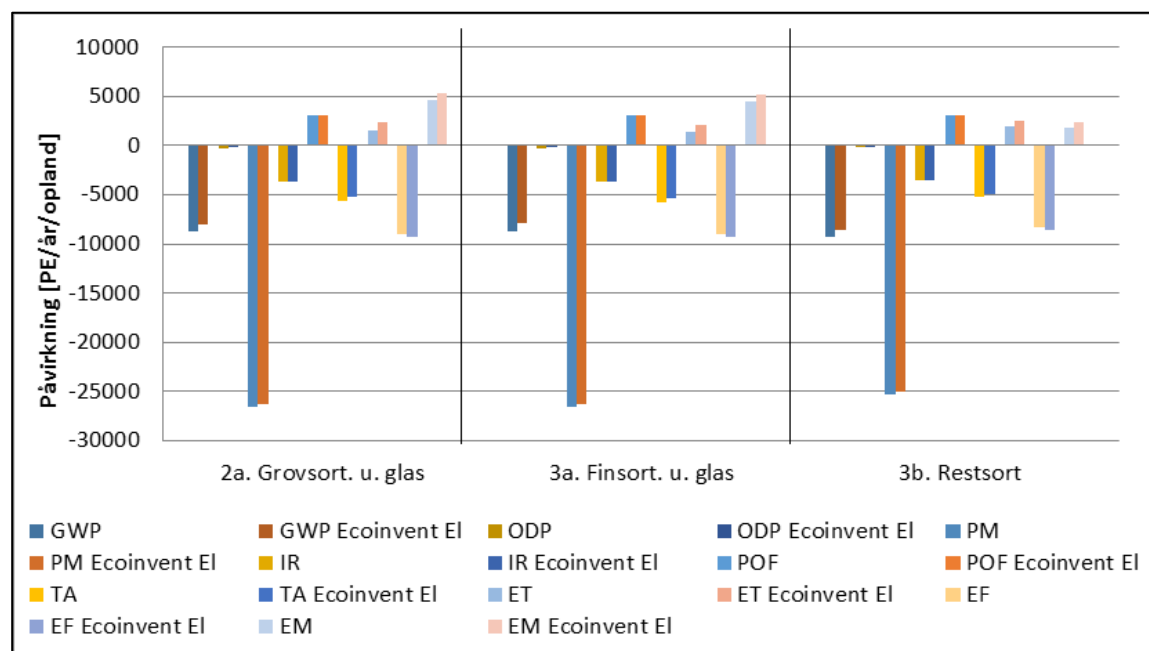
Ikke-toksiske påvirkningskategorier



Figur 29 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal elektricitet. Normaliserede resultater for ikke-toksiske påvirkningskategorier. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forurening; ET=næringssaltbelastning, terrestrisk; EF=næringssaltbelastning, ferskvand; EM=næringssaltbelastning, marin.

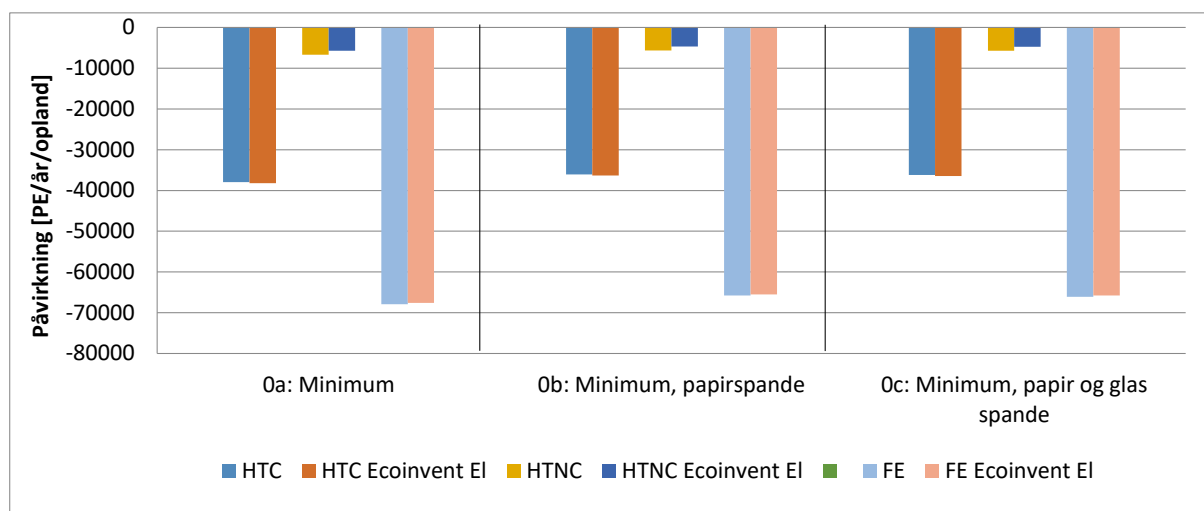


Figur 30 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal elektricitet. Normaliserede resultater for ikke-toksiske påvirkningskategorier. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forurening; ET=næringssaltbelastning, terrestrisk; EF=næringssaltbelastning, ferskvand; EM=næringssaltbelastning, marin.

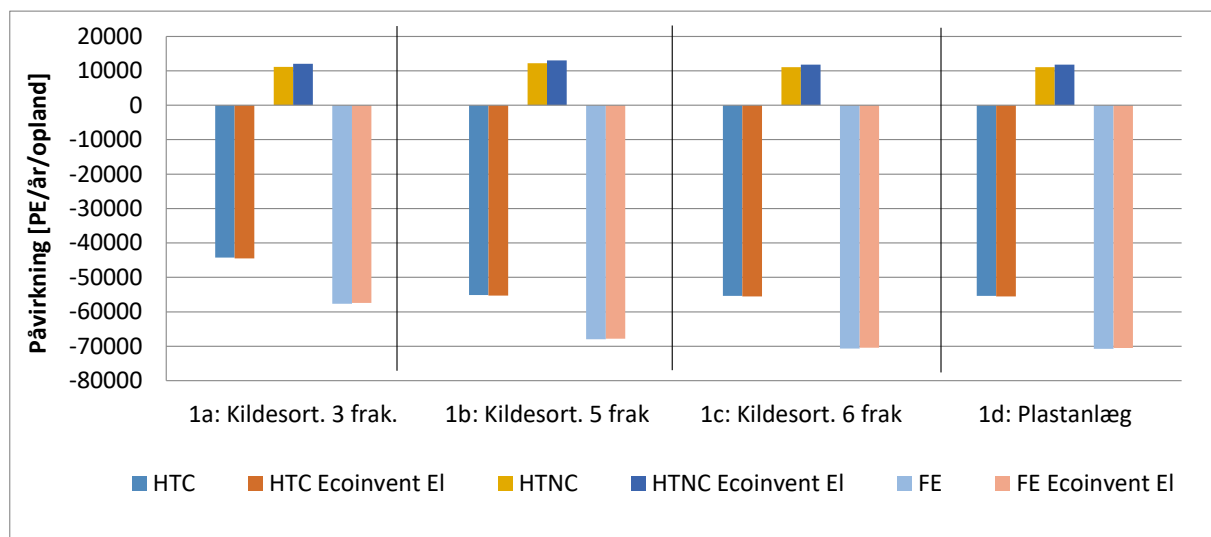


Figur 31 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal elektricitet. Normaliserede resultater for ikke-toksiske påvirkningskategorier. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forurening; ET=næringssaltbelastning, terrestrisk; EF=næringssaltbelastning, ferskvand; EM=næringssaltbelastning, marin.

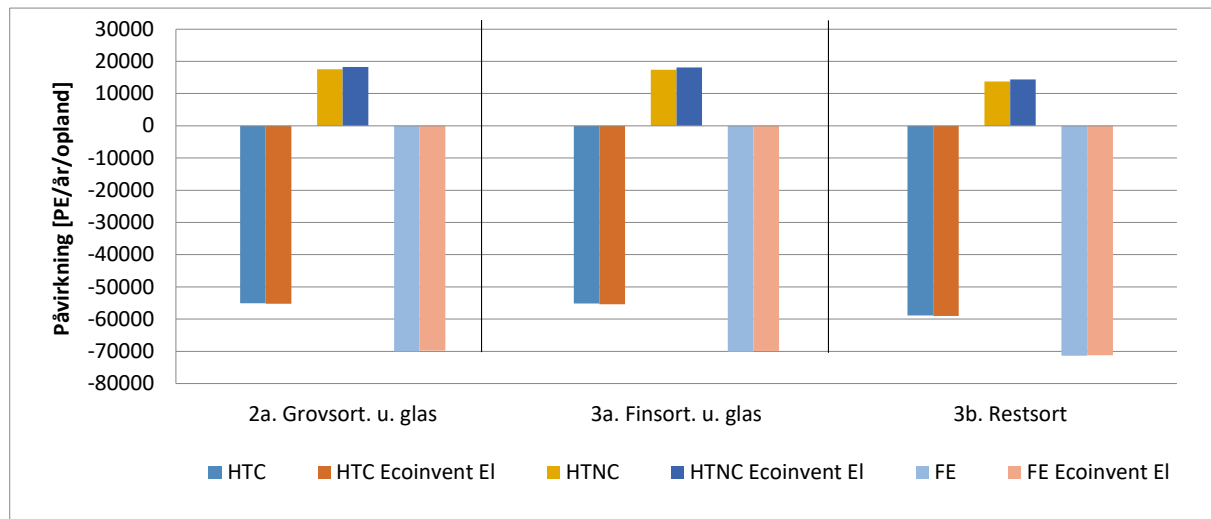
Toksiske påvirkningskategorier



Figur 32 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal elektricitet. Normaliserede resultater for toksiske påvirkningskategorier. HTC=human toksicitet, cancer; HTNC=human toksicitet, ikke-cancer; FE=ferskvand økotoksicitet.

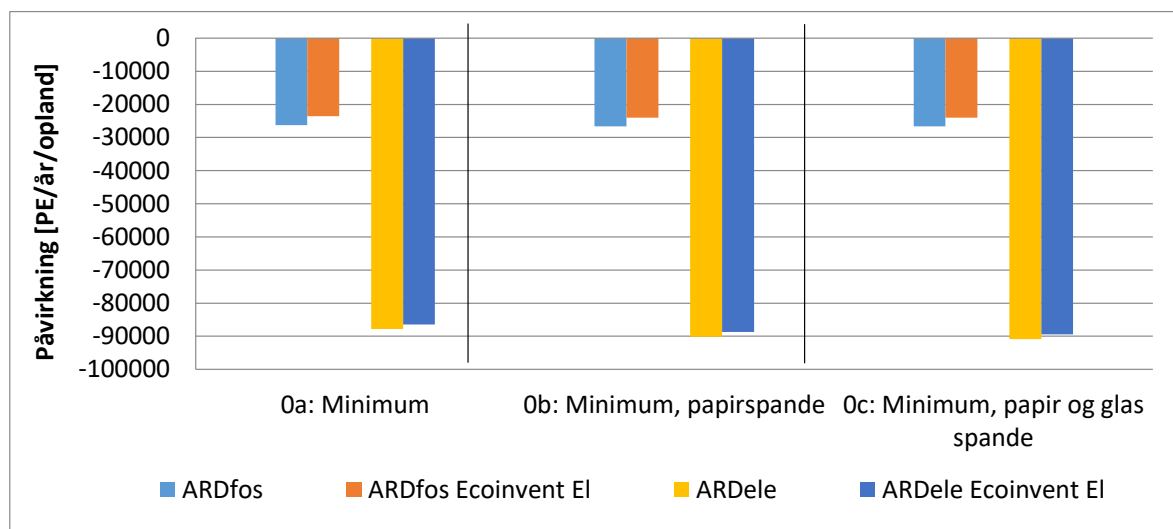


Figur 33 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal elektricitet. Normaliserede resultater for toksiske påvirkningskategorier. HTC=human toksicitet, cancer; HTNC=human toksicitet, ikke-cancer; FE=ferskvand økotoksicitet.

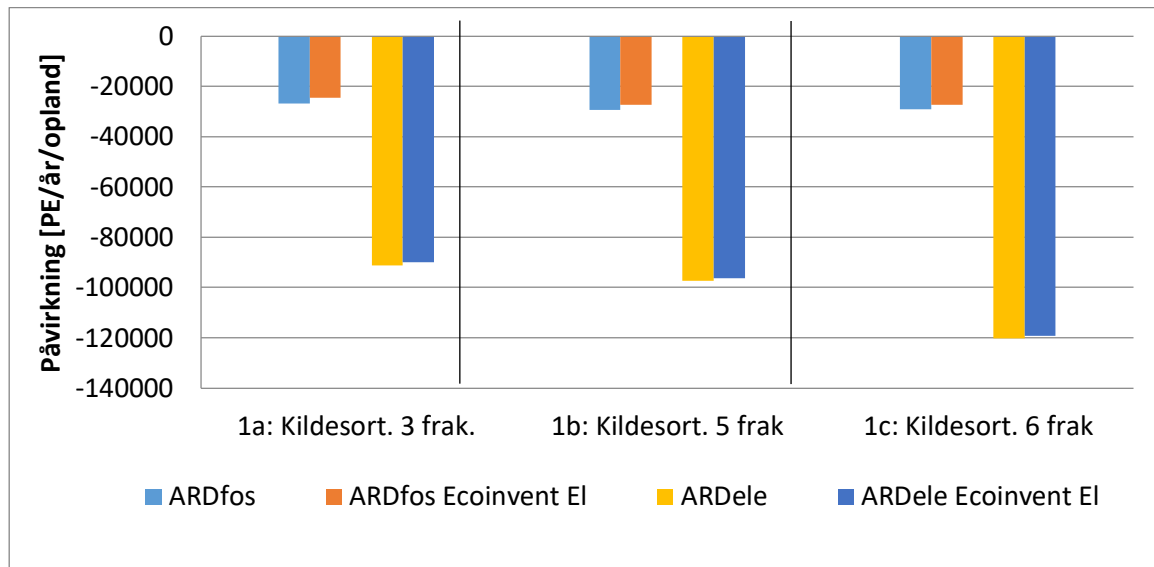


Figur 34 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal elektricitet. Normaliserede resultater for toksiske påvirkningskategorier. HTC=human toksicitet, cancer; HTNC=human toksicitet, ikke-cancer; FE=ferskvand økotoksicitet.

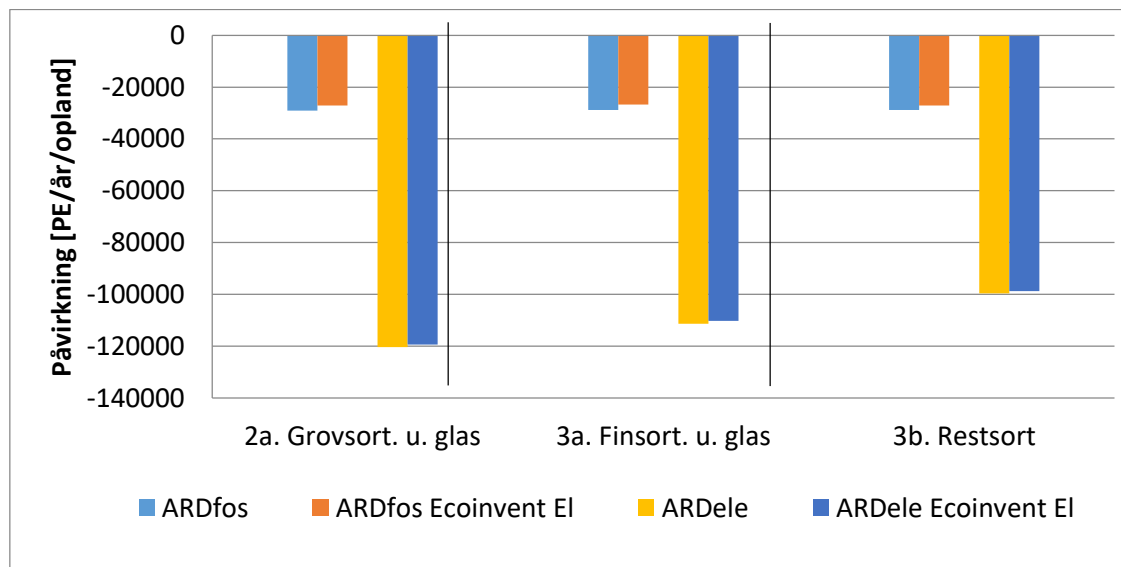
Påvirkninger relateret til udtømning af ressourcer



Figur 35 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal elektricitet. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. ARDfos=fossile ressourcer; ARDele=abiotiske elementer.



Figur 36 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal elektricitet. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. ARDfos=fossile ressourcer; ARDele=abiotiske elementer.



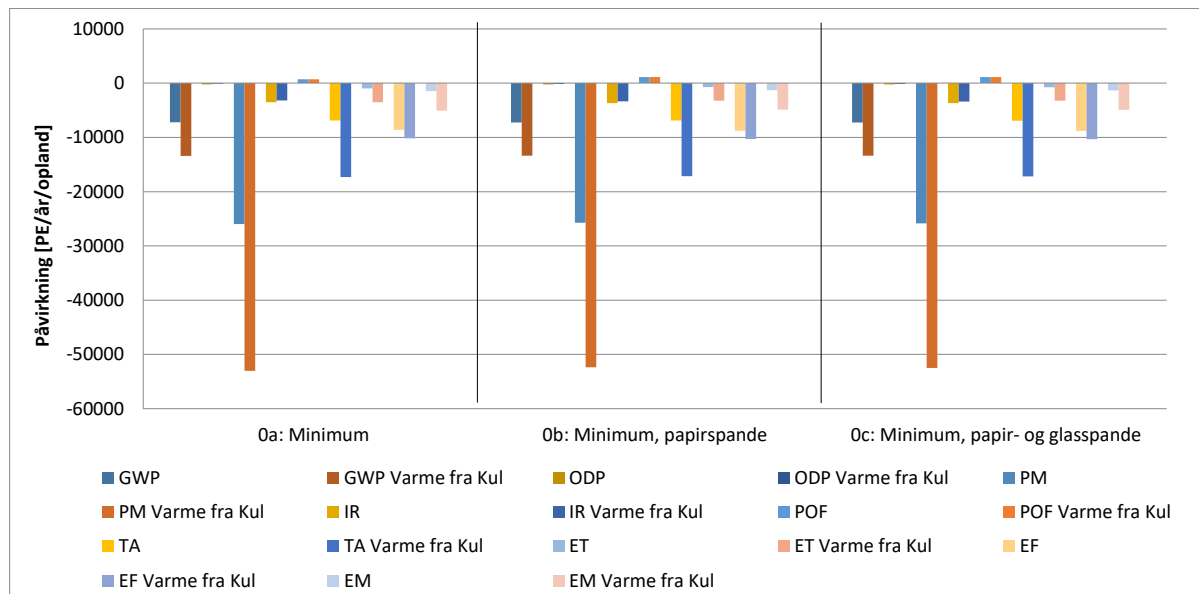
Figur 37 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal elektricitet. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. ARDfos=fossile ressourcer; ARDele=abiotiske elementer.

9.4 Valg af marginal varme: "worst case" (kul)

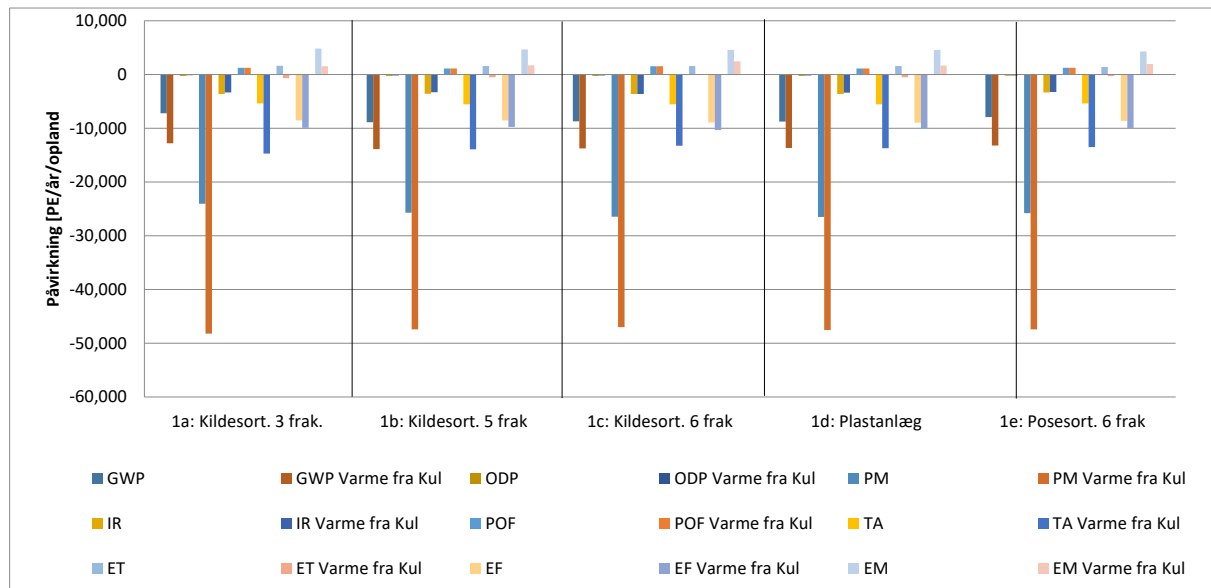
I basis-scenarierne er valgt et miks af brændsler for den marginale varme. For at illustrere betydningen af valget af brændsler foretages en følsomhedsanalyse med henholdsvis ren kul og ren træpiller til varmeproduktion. Navnet på ecoinvent-datasættet for varmeproduktion med kul er "heat production, at hard coal industrial furnace 1-10MW; Europe without Switzerland", og datasættet er fra ecoinvent's konsekvens-database.

Figur 38, 39 og 40 viser resultaterne for alle scenarier for ikke-toksiske påvirkningskategorier. De viser generelt større miljøbesparelser når den marginale er kulbaseret. Der ses især en tydelig forskel for partikeludledning (PM). For global opvarmning skyldes dette at den anvendte varmemarginal i basis-scenarierne er en blanding af fossile og biogene brændsler, hvorimod den alternative varmemarginal er 100% fossil. Dermed fås større besparelser når kulbaseret varmemarginal substitueres. Samme konklusioner gælder for de toksiske kategorier (Figur 41, 42 og 43). For kategorierne relateret til udtømmning af ressourcer (Figur 44, 45 og 46) ses dog en mindre miljøbesparelse ved kulbaseret varmemarginal for udtømmning af abiotiske elementer.

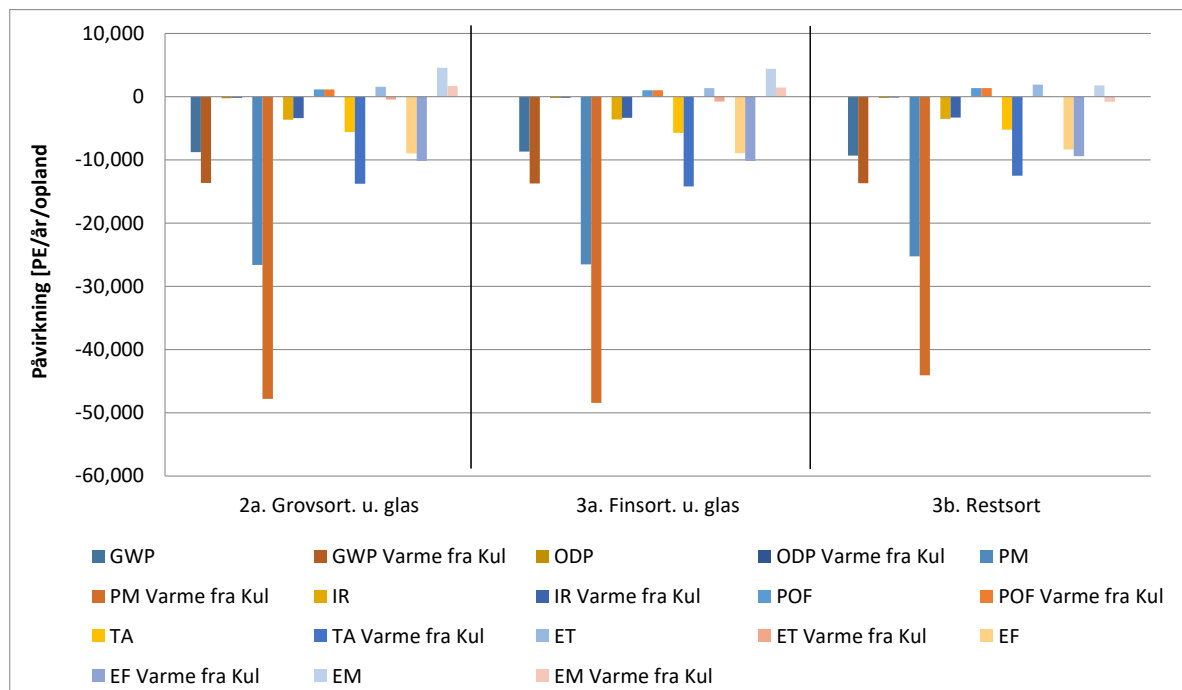
Ikke-toksiske påvirkningskategorier



Figur 38 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for ikke-toksiske påvirkningskategorier. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forurening; ET=næringssaltbelastning, terrestrisk; EF=næringssaltbelastning, ferskvand; EM=næringssaltbelastning, marin.

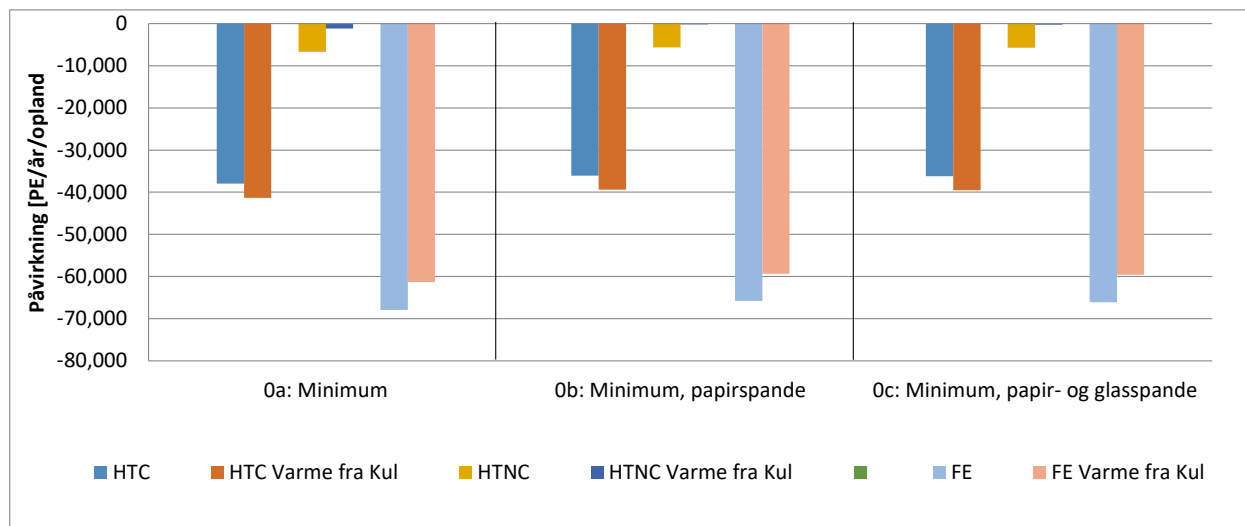


Figur 39 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varmet. Normaliserede resultater for ikke-toksiske påvirkningskategorier. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forurening; ET=næringssaltbelastning, terrestrisk; EF=næringssaltbelastning, ferskvand; EM=næringssaltbelastning, marin.

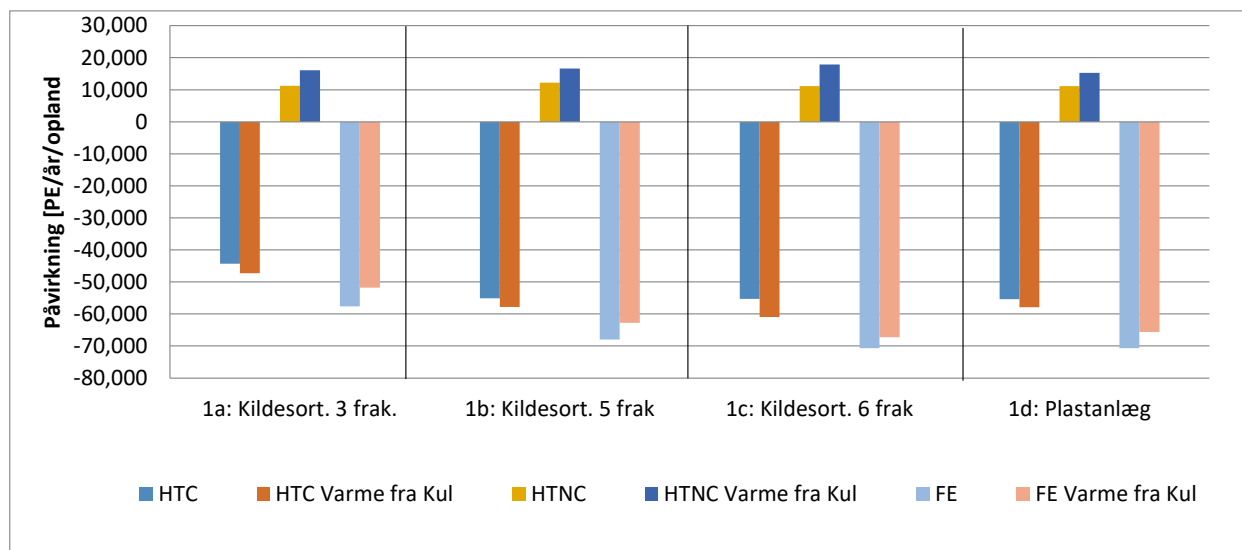


Figur 40 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for ikke-toksiske påvirkningskategorier. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forurening; ET=næringssaltbelastning, terrestrisk; EF=næringssaltbelastning, ferskvand; EM=næringssaltbelastning, marin.

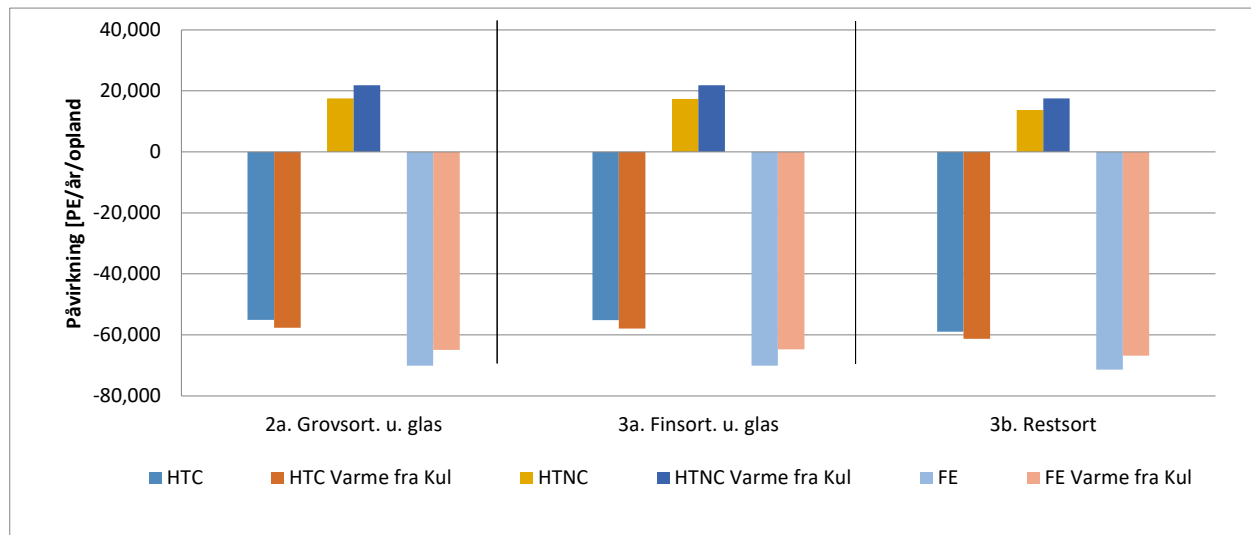
Toksiske påvirkningskategorier



Figur 41 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for toksiske påvirkningskategorier. HTC=human toksicitet, cancer; HTNC=human toksicitet, ikke-cancer; FE=ferskvand økotoksicitet.

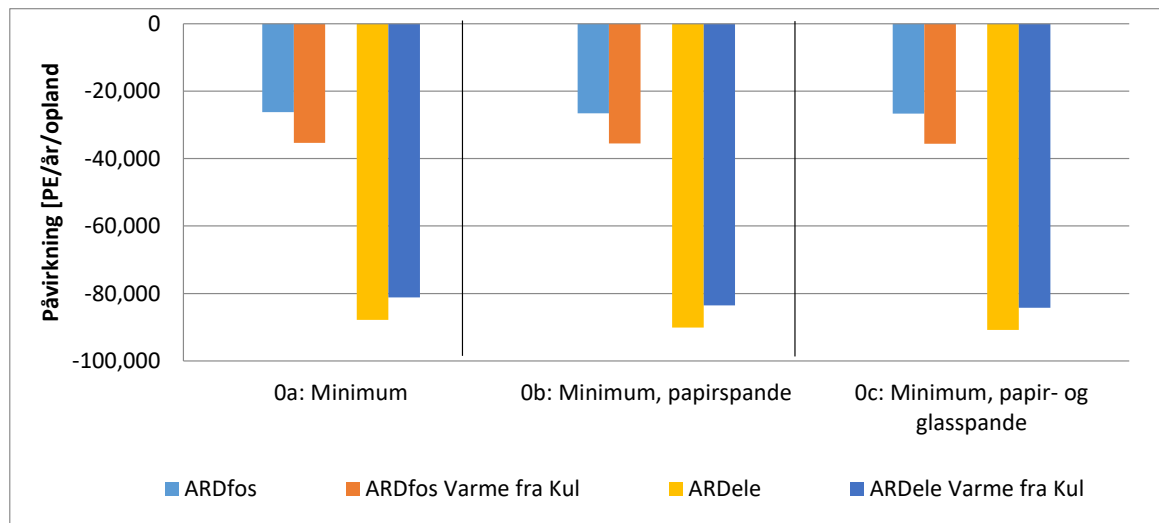


Figur 42 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for toksiske påvirkningskategorier. HTC=human toksicitet, cancer; HTNC=human toksicitet, ikke-cancer; FE=ferskvand økotoksicitet.

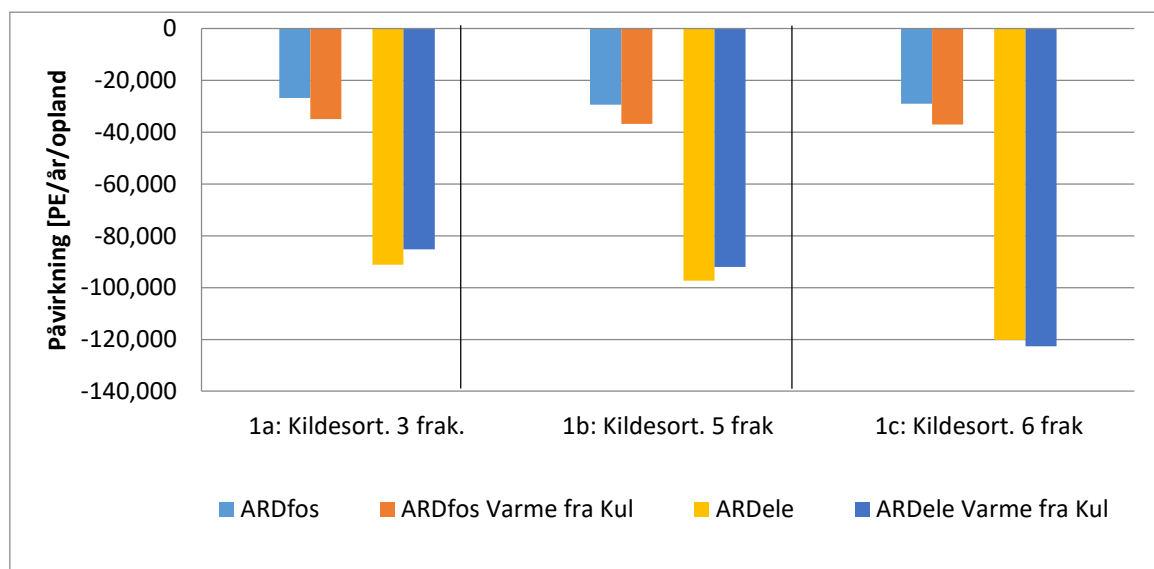


Figur 43 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for toksiske påvirkningskategorier. HTC=human toksicitet, cancer; HTNC=human toksicitet, ikke-cancer; FE=ferskvand økotoksicitet.

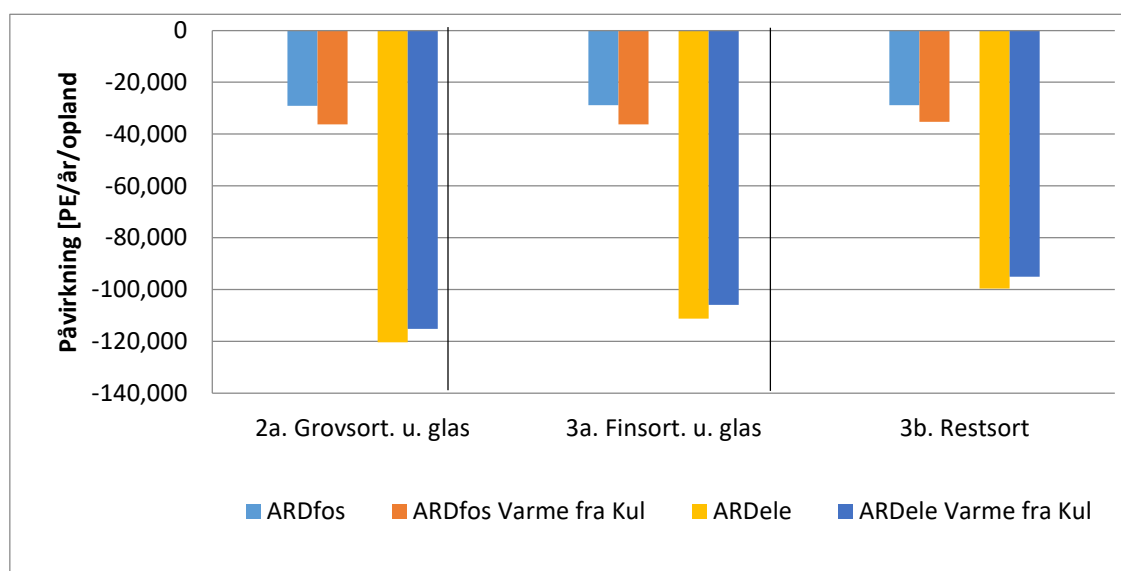
Påvirkningskategorier relateret til udtømning af ressourcer



Figur 44 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. ARDfos=fossile ressourcer; ARDele=abiotiske elementer.



Figur 45 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. ARDfos=fossile ressourcer; ARDele=abiotiske elementer.



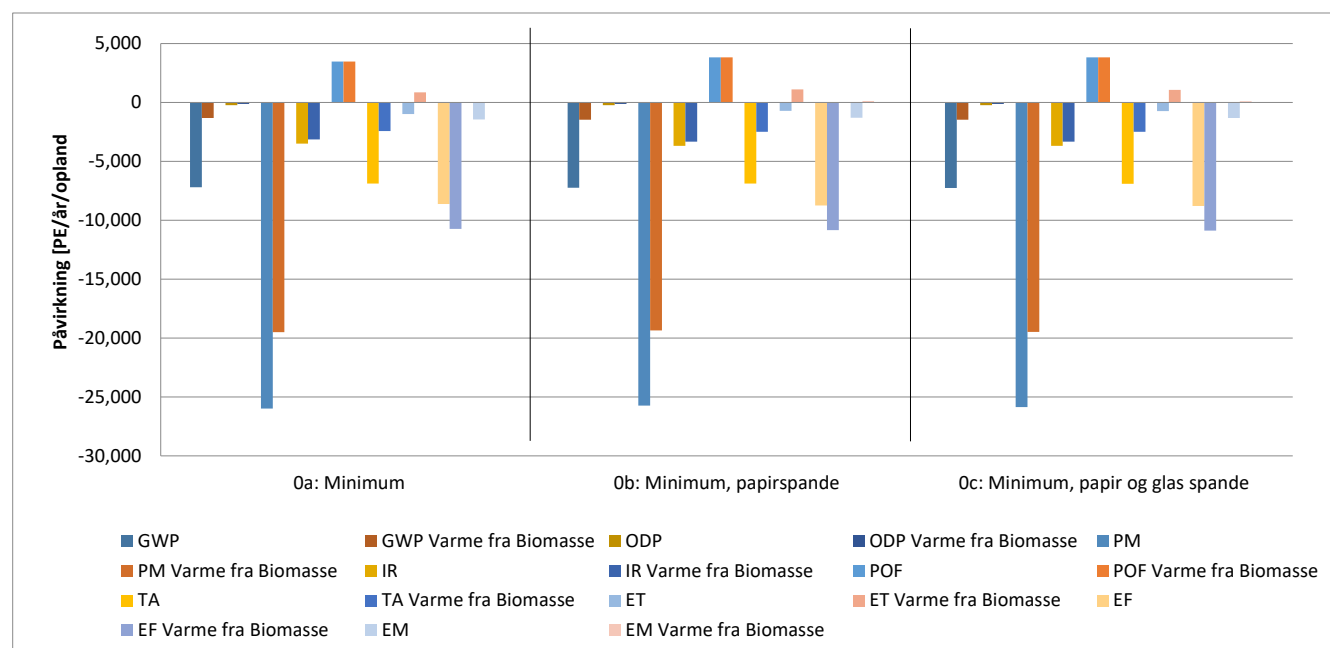
Figur 46 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. ARDfos=fossile ressourcer; ARDele=abiotiske elementer.

9.5 Valg af marginal varme: "best case" (træpiller)

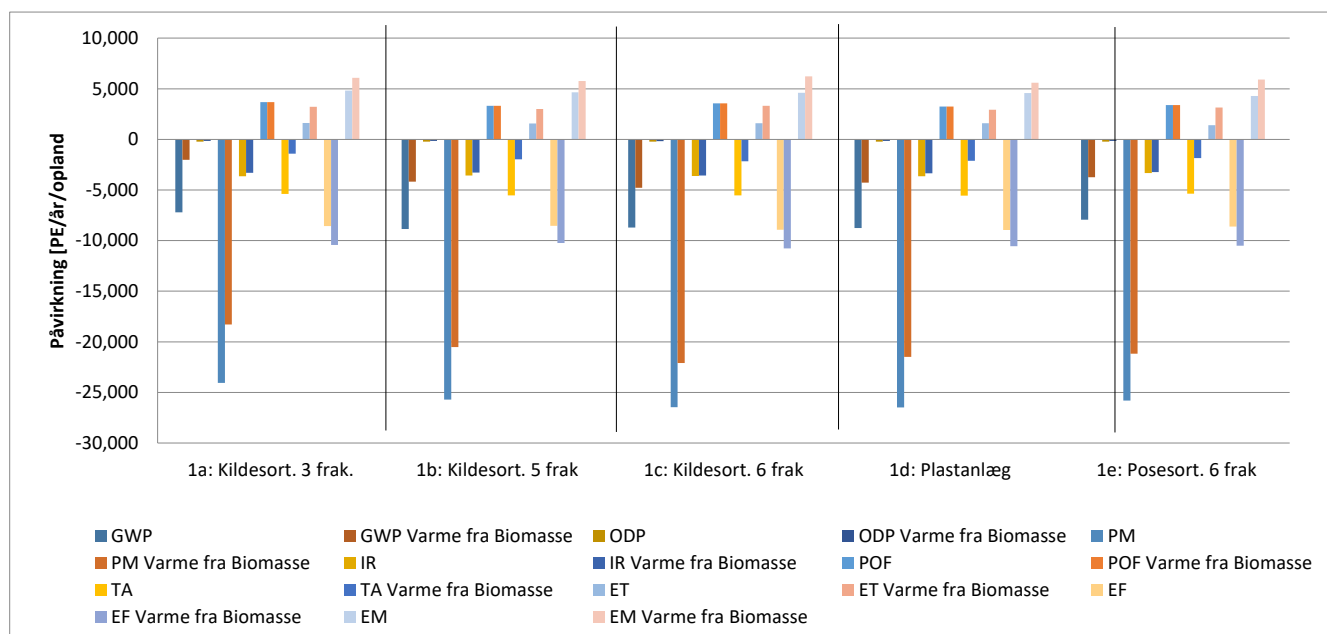
I basis-scenarierne er valgt et miks af brændsler for den marginale varme. For at illustrere betydningen af valget af brændsler foretages en følsomhedsanalyse med henholdsvis ren kul og ren træpiller til varmeproduktion. Navnet på ecoinvent-datasættet for varmeproduktion med træpiller er "heat production, hardwood chips from forest, at furnace 5000kW, state-of-the-art 2014; CH", og datasættet er fra ecoinvents konsekvens-database.

Figur 47, 48 og 49 viser resultaterne for alle scenarier for ikke-toksiske påvirkningskategorier. De viser generelt mindre miljøbesparelser når den marginale varme er biomassebaseret. Der ses især en tydelig forskel for global opvarmning og partikeludledning (PM). For global opvarmning skyldes dette at den anvendte varmemarginal i basis-scenarierne er en blanding af fossile og biogene brændsler, hvorimod den alternative varmemarginal er 100% biogen. Dermed fås mindre besparelser når den biomassebaserede varmemarginal substitueres. Samme konklusioner gælder for påvirkningskategorierne relateret til udtømmning af ressourcer (Figur 53, 54 og 55), men for de toksiske kategorier ses større besparelser når varmen er biomassebaseret (Figur 50, 51 og 52).

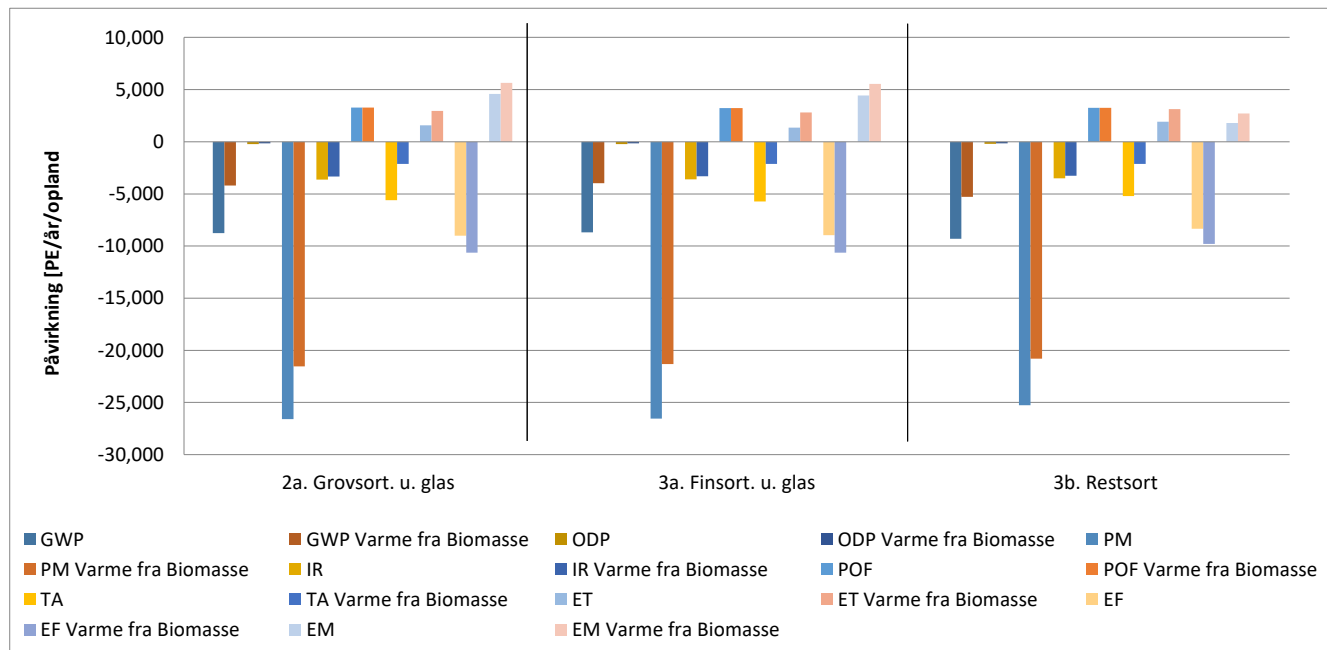
Ikke-toksiske påvirkningskategorier



Figur 47 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for ikke-toksiske påvirkningskategorier. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forurening; ET=næringssaltbelastning, terrestrisk; EF=næringssaltbelastning, ferskvand; EM=næringssaltbelastning, marin.

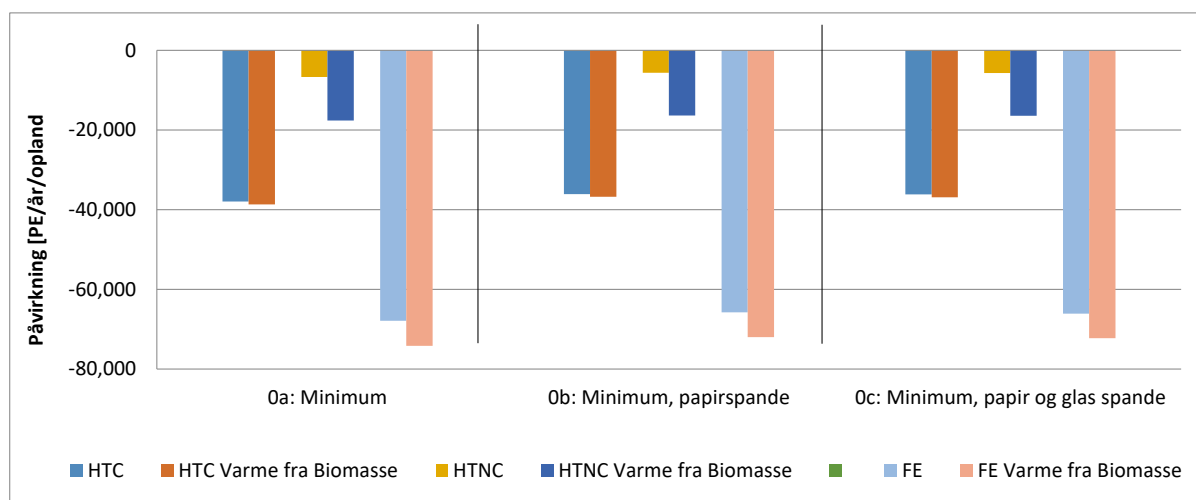


Figur 48 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for ikke-toksiske påvirkningskategorier. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forsuring; ET=næringssaltbelastning, terrestrisk; EF=næringssaltbelastning, ferskvand; EM=næringssaltbelastning, marin.

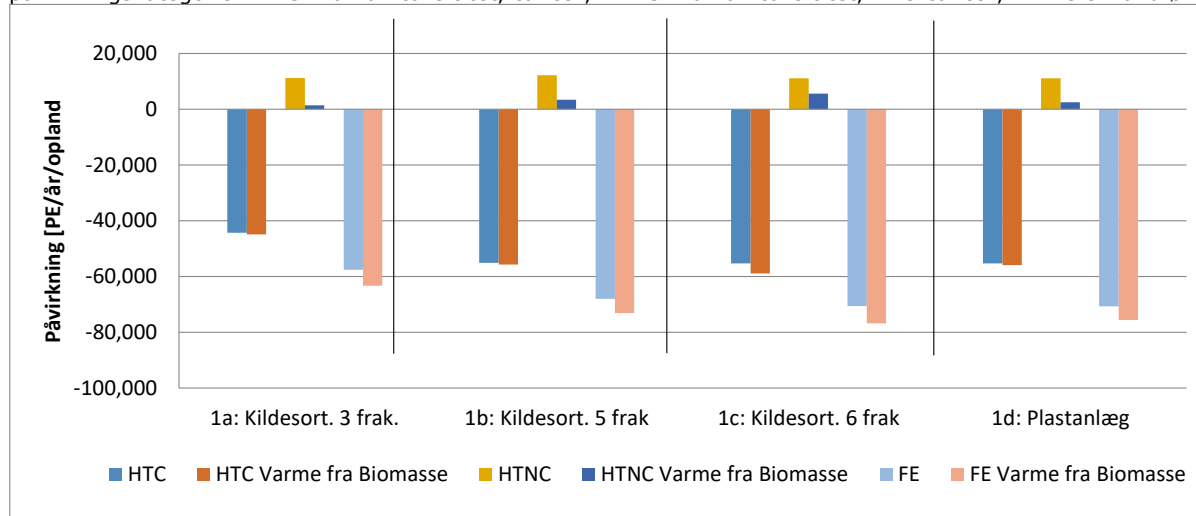


Figur 49 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for ikke-toksiske påvirkningskategorier. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forsuring; ET=næringssaltbelastning, terrestrisk; EF=næringssaltbelastning, ferskvand; EM=næringssaltbelastning, marin.

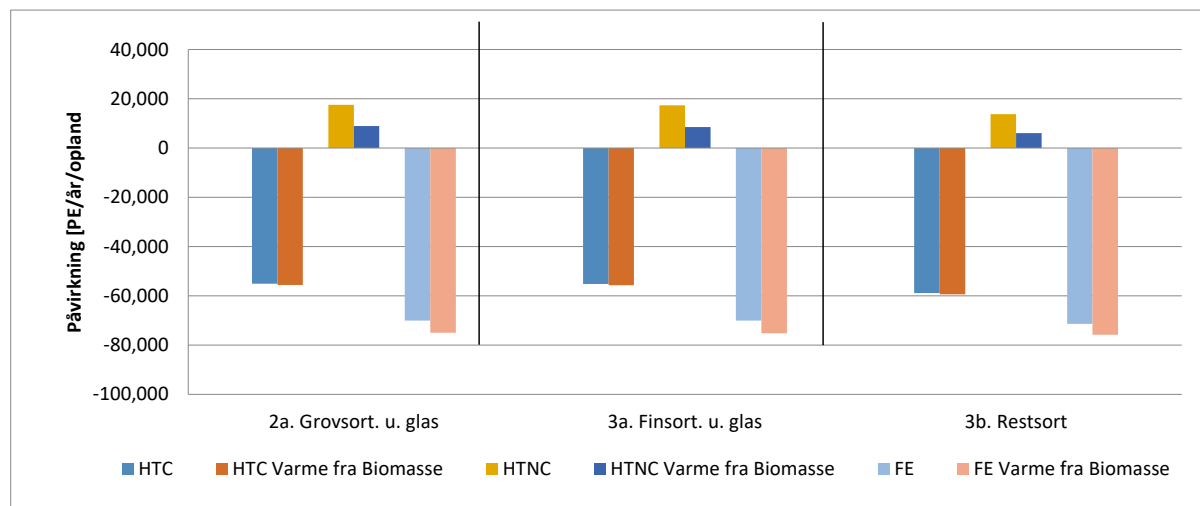
Toksiske påvirkningskategorier



Figur 50 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for toksiske påvirkningskategorier. HTC=human toksicitet, cancer; HTNC=human toksicitet, ikke-cancer; FE=ferskvand økotoksicitet.

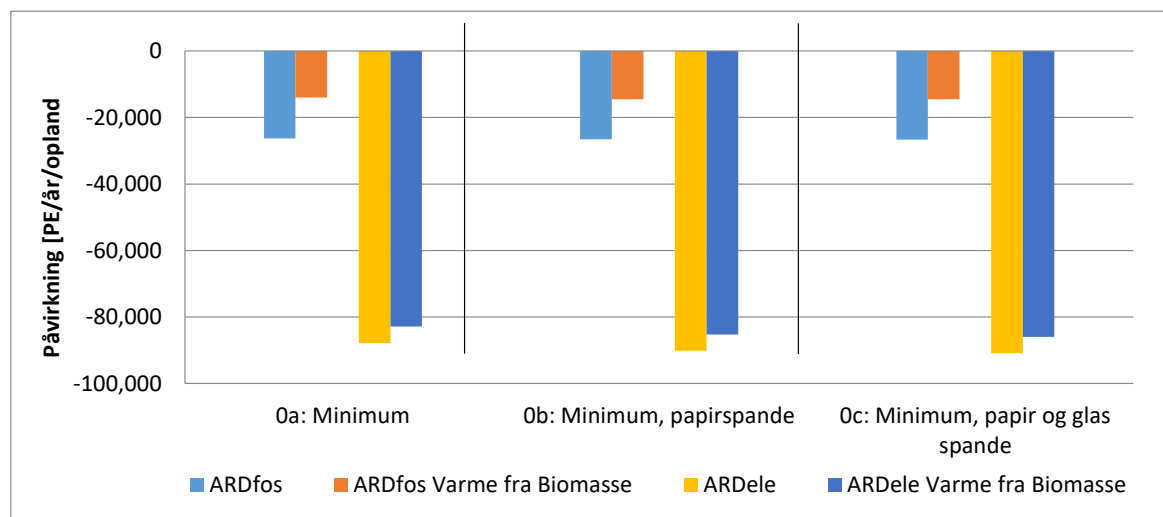


Figur 51 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for toksiske påvirkningskategorier. HTC=human toksicitet, cancer; HTNC=human toksicitet, ikke-cancer; FE=ferskvand økotoksicitet.

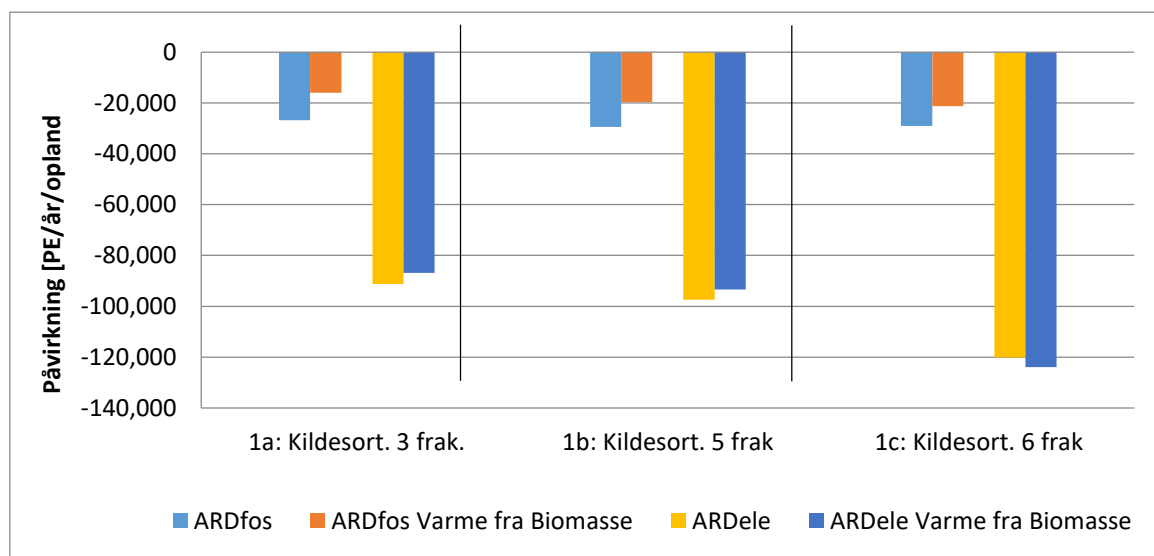


Figur 52 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for toksiske påvirkningskategorier. HTC=human toksicitet, cancer; HTNC=human toksicitet, ikke-cancer; FE=ferskvand økotoksicitet.

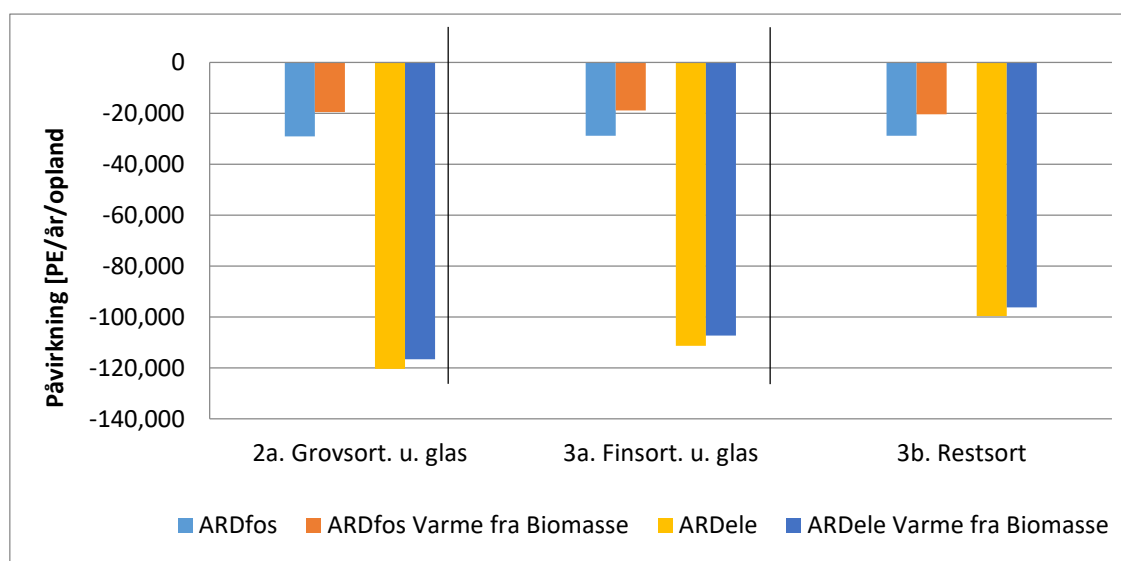
Påvirkningskategorier relateret til udtømning af ressourcer



Figur 53 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. ARDfos=fossile ressourcer; ARDele=abiotiske elementer.



Figur 54 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. ARDfos=fossile ressourcer; ARDele=abiotiske elementer.



Figur 55 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Valg af marginal varme. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. ARDfos=fossile ressourcer; ARDele=abiotiske elementer.

9.6 Inkludering af konstruktion af behandlingsanlæg (capital goods)

I basis-scenarierne er det antaget, at infrastruktur og konstruktion af behandlingsanlæg (capital goods) er negligeable ift. affaldsbehandlingens samlede påvirkninger. Denne antagelse er testet ved at tilføje konstruktion af forbrændingsanlæg, bioforgasningsanlæg og lastbil i alle scenarierne. Data for disse capital goods er fra følgende processer i EASETECH databasen:

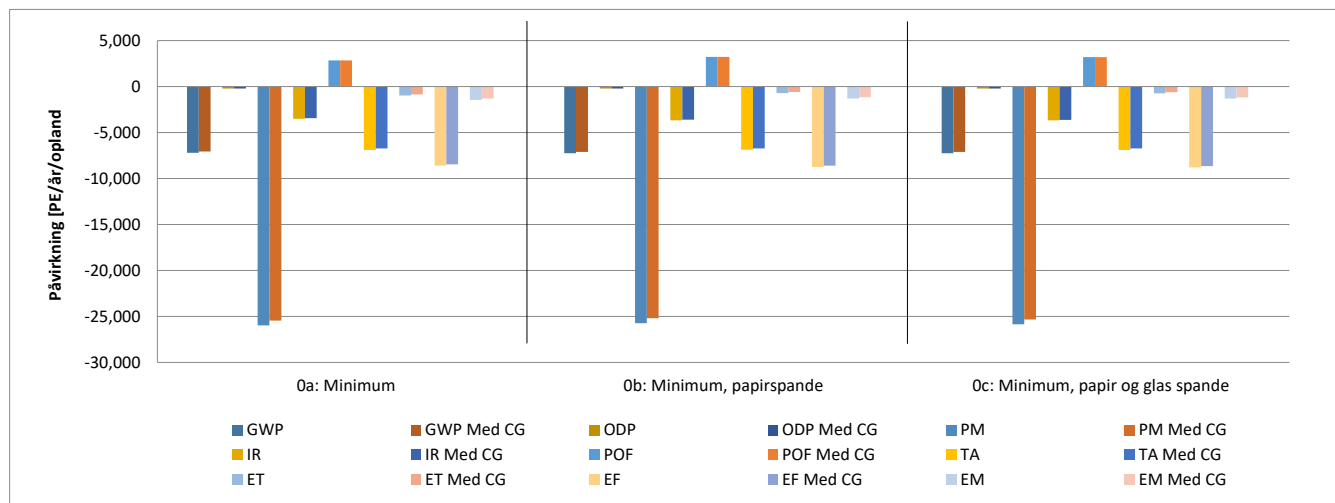
- Forbrændingsanlæg: "Capital goods incineration plant input 120.000 ton/year" (Brogaard and Christensen, 2016; Brogaard et al., 2013a)

- Bioforgasningsanlæg: "Capital goods anaerobic digestion plant input 80.000 ton/year" (Brogaard and Christensen, 2016; Brogaard et al., 2015)
- Lastbil: "Capital goods waste collection truck, 16 m³, 1460-1750 ton/year" (Brogaard and Christensen, 2016; Brogaard et al., 2013b)

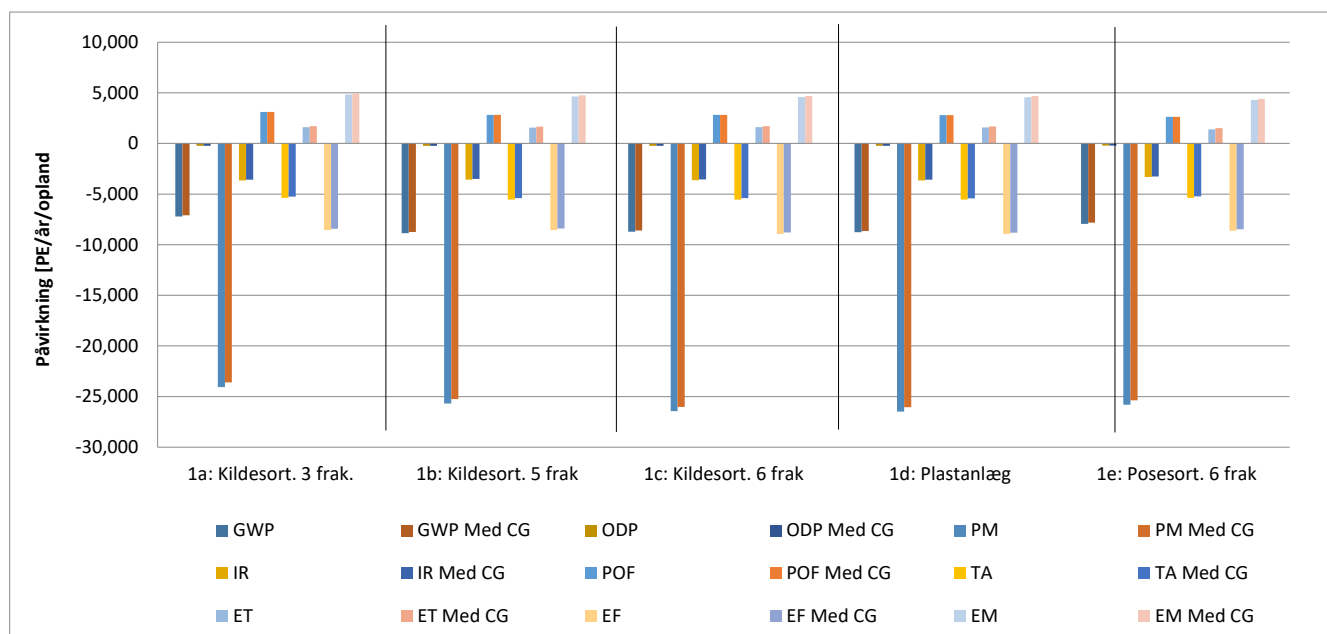
Figur 56, 57 og 58 viser resultaterne for alle scenarier for ikke-toksiske påvirkningskategorier. De viser det samme mønster, nemlig at miljøpåvirkningerne er ens eller at besparelserne er lidt lavere når capital goods medtages. Dette er forventeligt, da inkludering af capital goods fører til yderligere forbrug og dermed miljøbelastning. Figur 59, 60 og 61 viser resultaterne for alle scenarier for de toksiske påvirkningskategorier. Som for de ikke-toksiske påvirkninger ses også her samme (HTNC) miljøpåvirkninger eller lavere besparelser (HTC, FE) når capital goods medtages. Figur 62, 63 og 64 viser resultaterne for alle scenarier for påvirkningskategorierne relateret til udtømning af ressourcer. Der er ingen forskel for abiotiske elementer, men lavere besparelser for fossile brændsler.

Det kan konkluderes, at at capital goods fører til en øget belastning fra affaldssystemet for visse påvirkningskategorier, og dermed bør det altid tjekkes om capital goods kan anses som negligerbare før det besluttet om capital goods inkluderes i LCA-modellen. Som minimum bør der foretages en følsomhedsanalyse som gjort her.

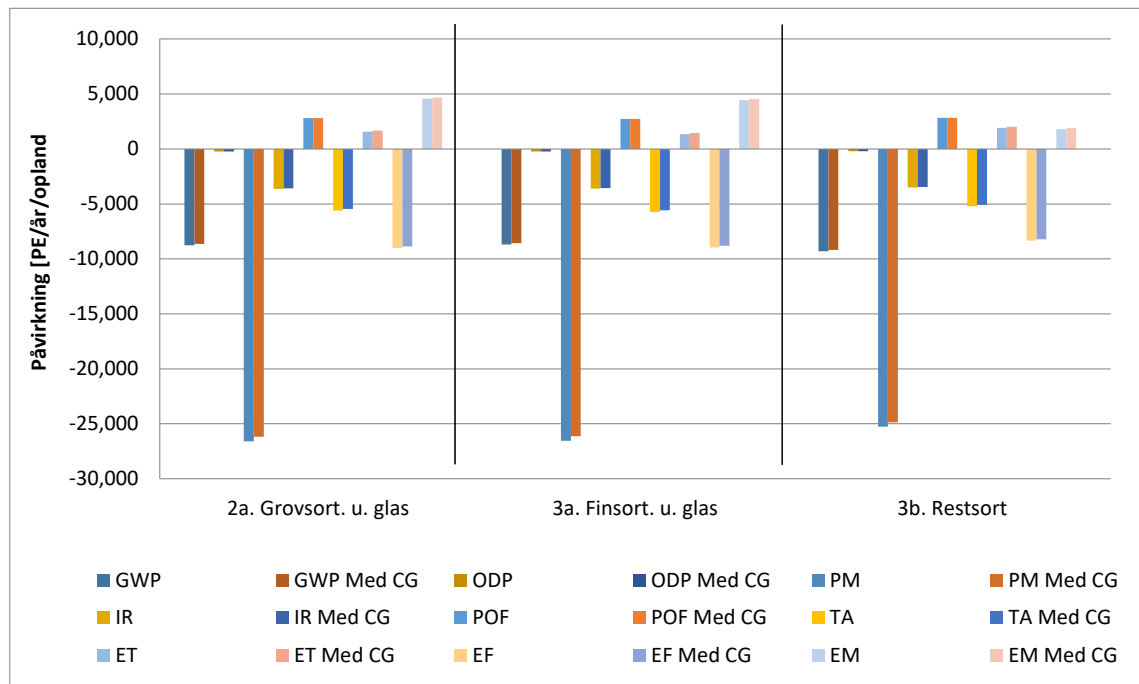
Ikke-toksiske påvirkningskategorier



Figur 56 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Inkludering af capital goods. Normaliserede resultater for ikke-toksiske påvirkningskategorier. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forsuring; ET=næringssaltbelastning, terrestrisk; EF=næringssaltbelastning, ferskvand; EM=næringssaltbelastning, marin.

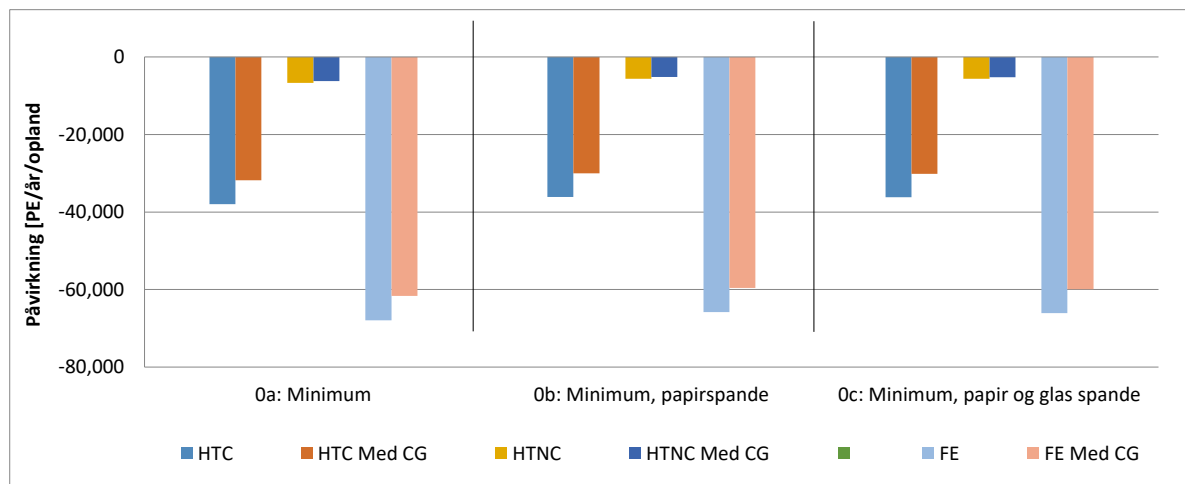


Figur 57 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Inkludering af capital goods. Normaliserede resultater for ikke-toksiske påvirkningskategorier. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forsuring; ET=næringssaltbelastning, terrestrisk; EF=næringssaltbelastning, ferskvand; EM=næringssaltbelastning, marin.

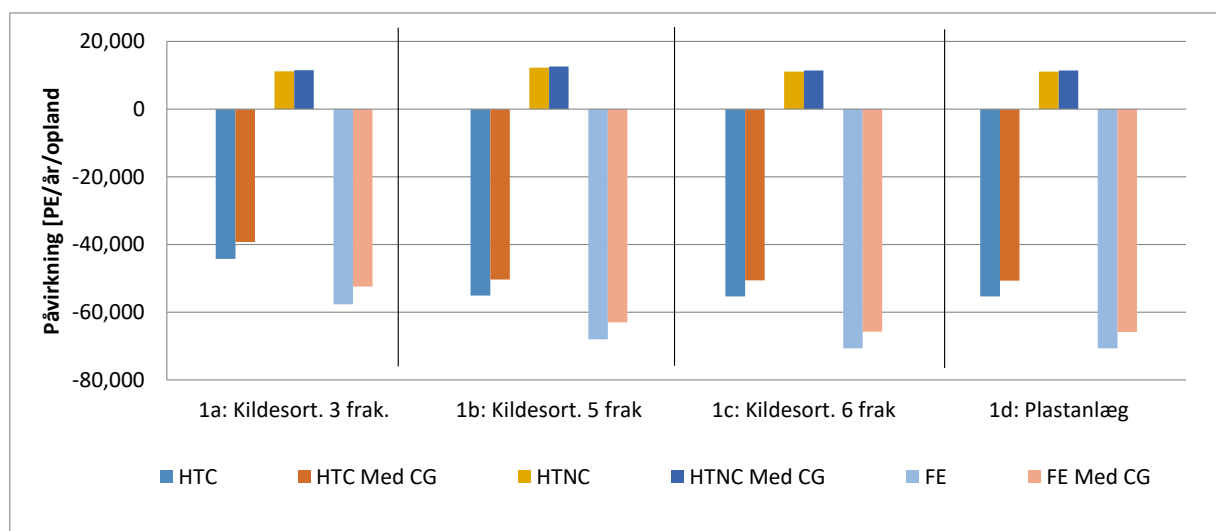


Figur 58 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Inkludering af capital goods. Normaliserede resultater for ikke-toksiske påvirkningskategorier. GWP=global opvarmning; ODP=ozonnedbrydning; PM=partikeludledning; IR=ioniserende stråling; POF=fotokemisk smog; TA=terrestrisk forsuring; ET=næringssaltbelastning, terrestrisk; EF=næringssaltbelastning, ferskvand; EM=næringssaltbelastning, marin.

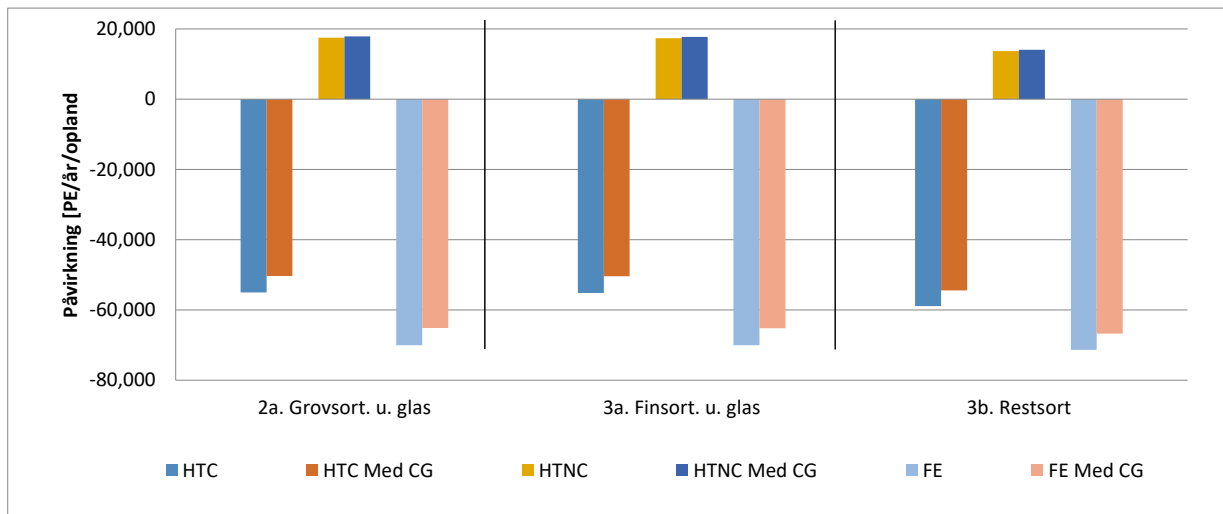
Toksiske påvirkningskategorier



Figur 59 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Inkludering af capital goods. Normaliserede resultater for toksiske påvirkningskategorier. HTC=human toksicitet, cancer; HTNC=human toksicitet, ikke-cancer; FE=ferskvand økotoksicitet.

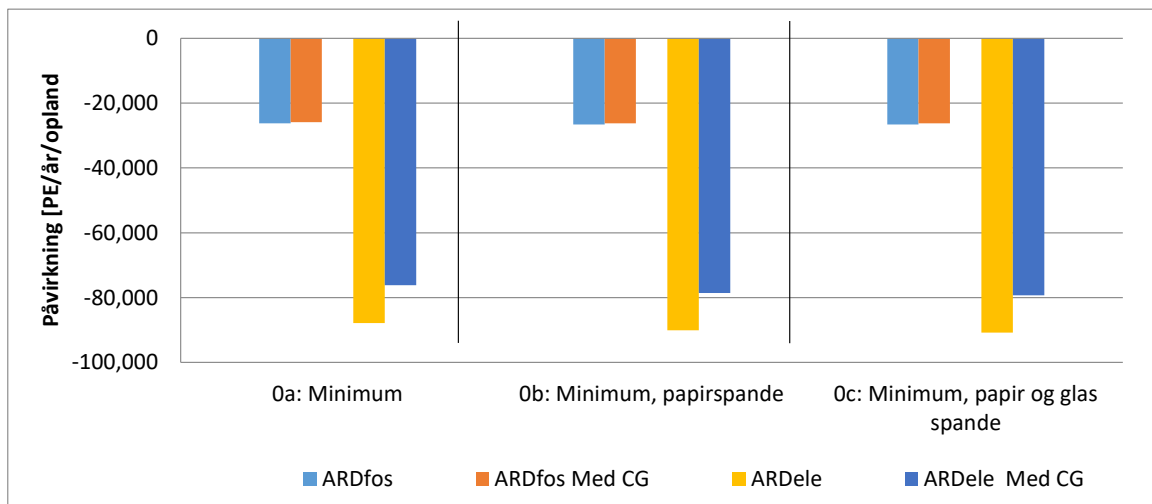


Figur 60 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Inkludering af capital goods. Normaliserede resultater for toksiske påvirkningskategorier. HTC=human toksicitet, cancer; HTNC=human toksicitet, ikke-cancer; FE=ferskvand økotoksicitet.

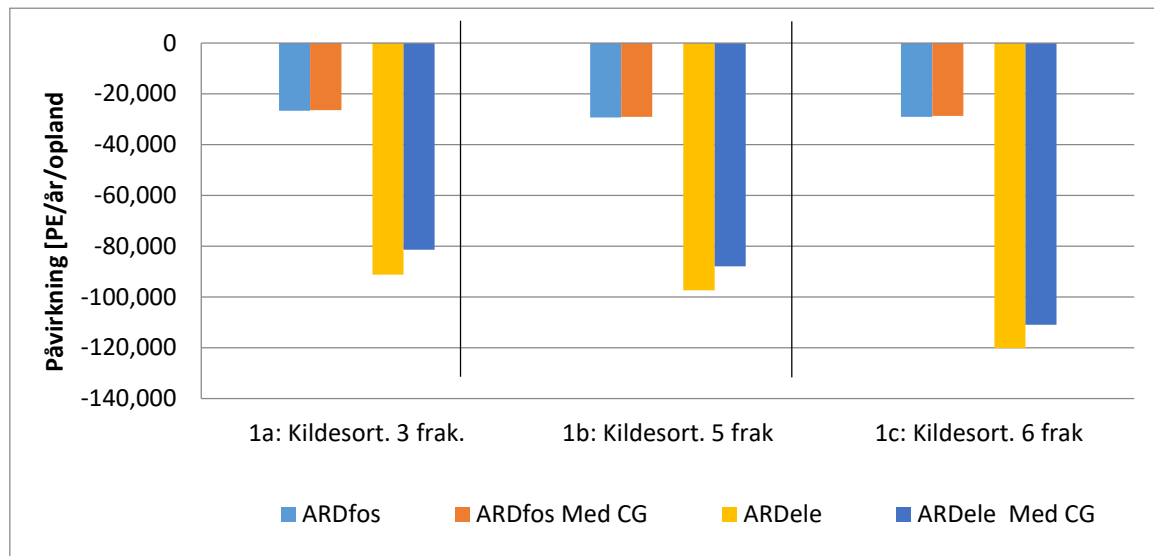


Figur 61 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Inkludering af capital goods. Normaliserede resultater for toksiske påvirkningskategorier. HTC=human toksicitet, cancer; HTNC=human toksicitet, ikke-cancer; FE=ferskvand økotoksicitet.

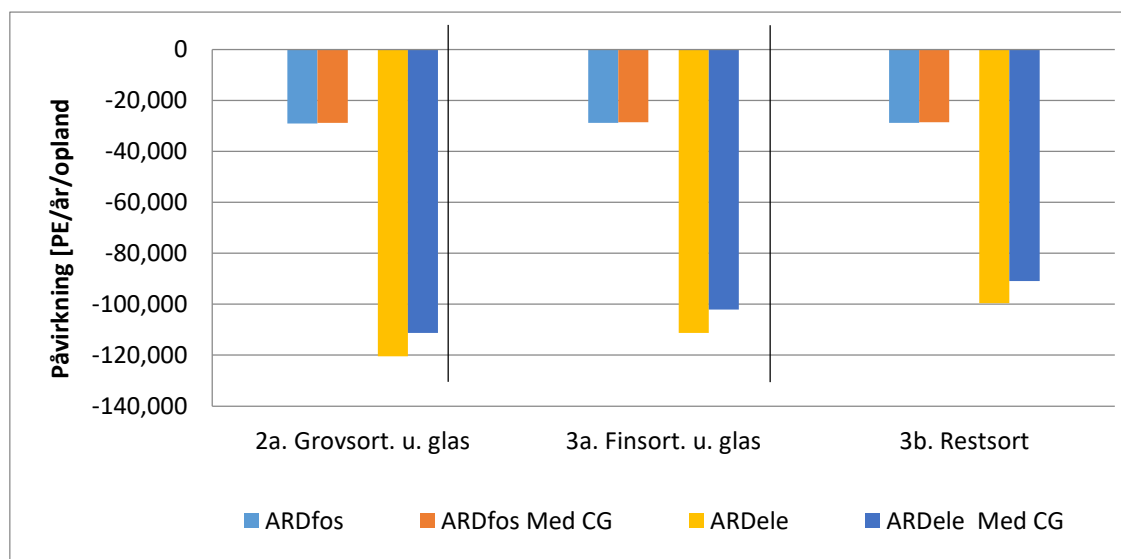
Påvirkningskategorier relateret til udtømning af ressourcer



Figur 62 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Inkludering af capital goods. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. ARDfos=fossile ressourcer; ARDele=abiotiske elementer.



Figur 63 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Inkludering af capital goods. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. ARDfos=fossile ressourcer; ARDele=abiotiske elementer.



Figur 64 Basis-resultater og resultater af følsomhedsanalysen: Inkludering af capital goods. Normaliserede resultater for udtømning af ressourcer. ARDfos=fossile ressourcer; ARDele=abiotiske elementer.

10. LCA-resultater (usikkerhedsanalyse)

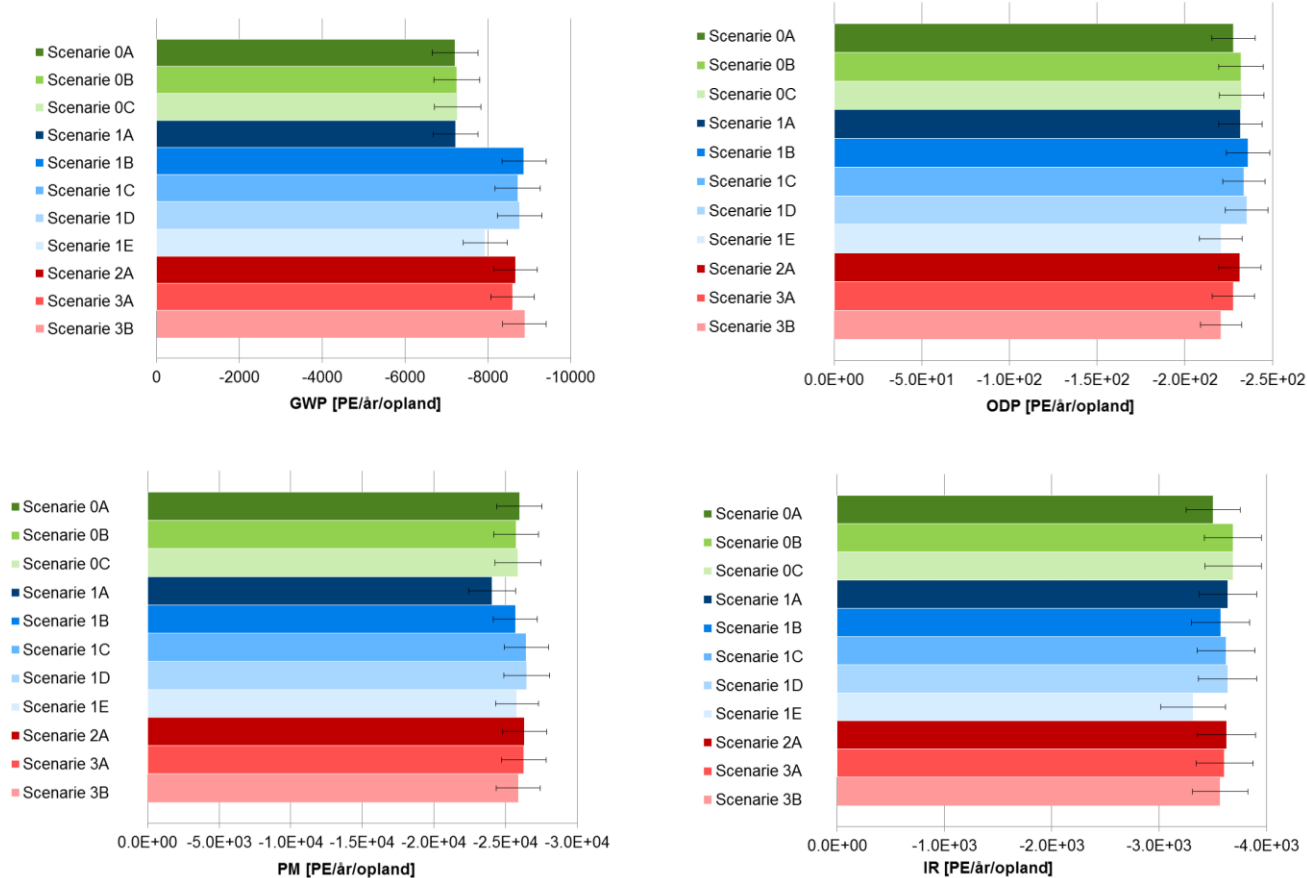
Nedenstående fire figurer viser resultaterne fra usikkerhedsanalysen. Input til usikkerhedsanalysen er data-intervallerne vist i Tabel 51. Usikkerhedsanalysen er foretaget ved en Monte Carlo-simulering indbygget i EASETECH (Clavreul et al., 2014). Generelt når Monte Carlo udføres i LCA overføres usikkerheden af LCI-data til LCA-resultaterne, hvilket ses i en spredning af resultater. Overførslen af usikkerhed afhænger både af den enkelte dataværdis usikkerhed (størrelsen af dataintervallet) men også af dataværdiens følsomhed i LCI-modellen. Input til Monte Carlo-simuleringen er en angivelse af den statistiske fordeling og interval af LCI-data, dvs. middel-, min- og maks-værdi for antagelsen om min-max fordeling. Indenfor de valgte intervaller sker der tilfældigt udtræk af dataværdier; antallet af udtræk af dataværdier afhænger af hvor mange iterationer der vælges. I denne usikkerhedsanalyse er der kørt 5000 iterationer for hvert scenarie. Dette endelige antal iterationer var et kompromis imellem tidsforbrug til kørslerne grundet scenariernes størrelse og robusted (usikkerhed pga. antallet af iterationer) af resultaterne fra usikkerhedsanalysen. Der blev valgt en uniform statistisk fordeling for alle dataværdier, da formålet med usikkerhedsanalysen var at observere spredningen i resultater forårsaget af usikre LCI-data med begrænset empirisk viden.

Middelværdien vist i de fire figurer nedenfor er lig med middelværdien fra basis-kørslerne, da den "empiriske" middelværdi fra Monte Carlo-simuleringen med uniformt distribuerede data afviger fra basis-kørslen. Denne afvigelse ville have været mindre hvis normalfordeling eller triangulær fordeling var valgt, da udtræk af data da ville være centreret omkring middelværdien. Ved uniform fordeling derimod er ethvert punkt i et data-interval lige sandsynligt. Det er valgt ikke at vise den "empiriske middelværdi" i grafene for simplificeringens skyld.

Fejlstængerne i de fire figurer repræsenterer 2*standardafvigelse af de 5000 resultat-output fra Monte Carlo-simuleringen. Med 2*standardafvigelse er opnået et konfidensinterval på 95 %, dvs. vi i princippet kan regne med at 95 % af de forventede resultater ligger indenfor fejlstængernes interval. Dog skal det pointeres at de estimerede usikkerheder ikke nødvendigvis repræsenterer den sande usikkerhed, og der er også usikkerheder på andre data, som ikke er inkluderet i usikkerhedsanalysen.

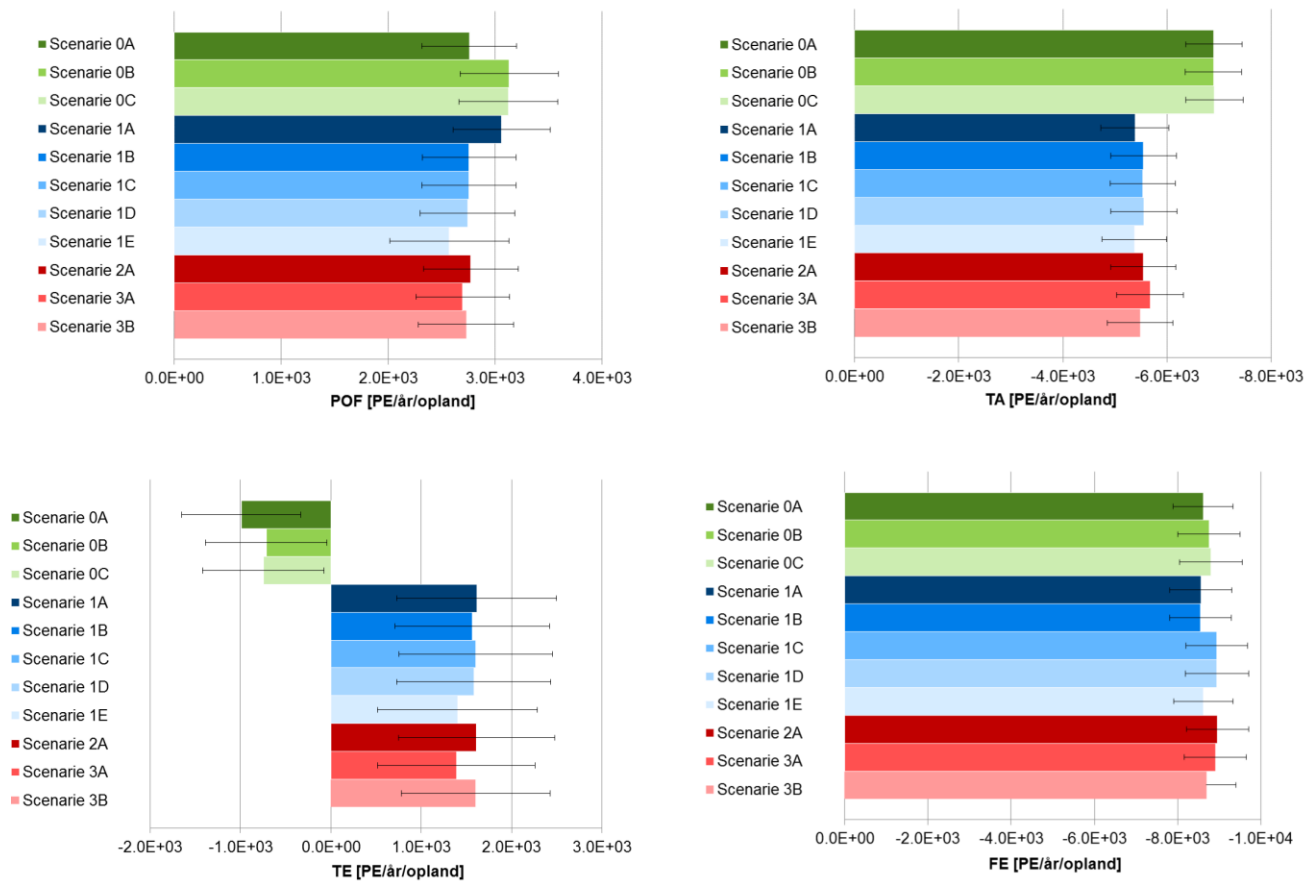
Figur 65 viser resultaterne for GWP, ODP, PM og IR. Det ses at standardafvigelserne er tilnærmelsesvist ens imellem scenarierne. Dette skyldes delvis at de samme usikkerheder forekommer på tværs af scenarierne; dog er der færre parametre med i scenarie 0A-0C (der indgår ikke centralsorteringsanlæg), men denne forskel influerer ikke særligt på usikkerhederne. Således rykker usikkerhedsanalysen ikke på den relative fordeling imellem hvilke scenarier der er at foretrække over de andre.

Det er værd at bemærke for GWP, at standardafvigelsen ikke er særligt stor for scenarie 3B på trods af de større usikkerhedsintervaller inkluderet for scenarie 3B (restsorteringseffektiviteter og B-faktorer for plast). At standardafvigelsen ikke bliver tilsvarende stor skyldes primært at genanvendelse af plast har et begrænset bidrag til de samlede resultater for scenarie 3B. Fx bidrager plast-genanvendelse med -721 personækvivalenter (PE) ud af en samlet GWP på -9283 PE, mens papir-genanvendelse bidrager med -4015 PE, metal-genanvendelse med cirka -2900 PE og forbrænding med -1269 PE. For alle materialerne er det vigtigt at erkende at der antages at der er et marked for afsætning af disse, selv ved lave kvaliteter. Hvis dette ikke er tilfældet vil usikkerheden være væsentligt større.



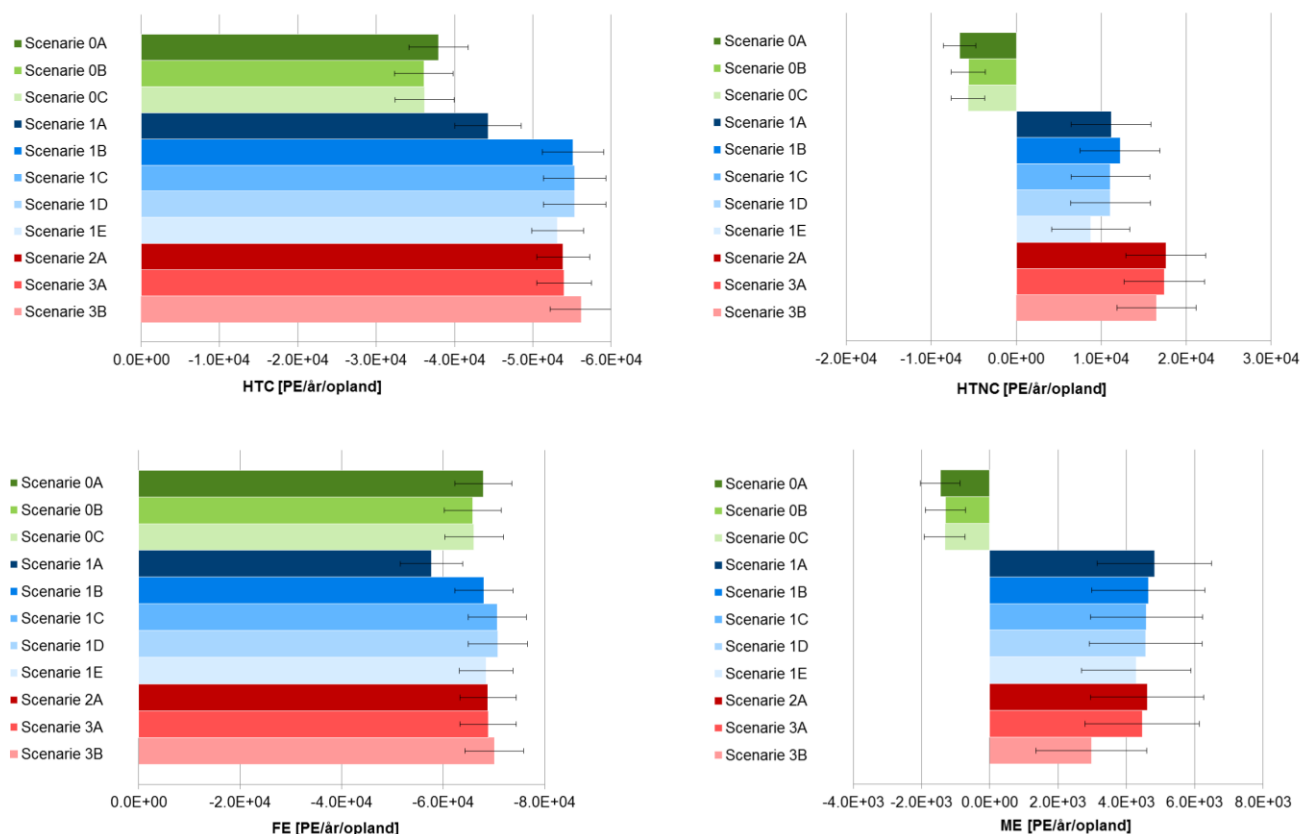
Figur 65 Middelværdier fra basis-analysen med 2 x standardafvigelse (95% konfidensinterval). GWP=global opvarmning, ODP=ozonnedbrydning, PM=partikeludledning og IR=ioniserende stråling.

Figur 66 viser resultaterne for POF, TA, TE og FE. Det ses at standardafvigelse er tilnærmelsesvist ens imellem scenarierne for påvirkningerne TA og FE, men varierer i størrelse for POF og TE. Dog er usikkerhederne af samme størrelse imellem alle scenarier inden for hver påvirkningskategori. Dette skyldes igen at scenarierne indeholder mange af de samme usikkerheder; dog er der færre parametre med i scenarie 0A-0C (der indgår ikke centralsorteringsanlæg) men denne forskel influerer ikke særligt på usikkerhederne.



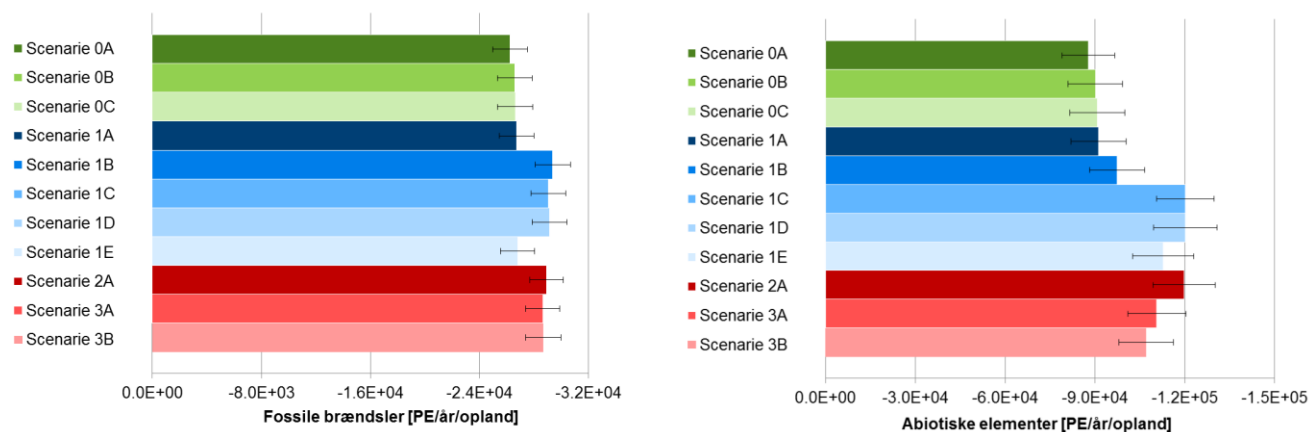
Figur 66 Middelværdier fra basis-analysen med 2 x standardafvigelse (95% konfidensinterval). POF=fotokemisk smog, TA=terrestrisk forsurening, TE=terrestrisk eutrofiering og FE=ferskvand eutrofiering.

Figur 67 viser resultaterne for HTC, HTNC, FE og ME. Det ses at standardafvigelse er tilnærmelsesvist ens for HTC og FE. For HTNC er der mindre standardafvigelser for scenarie 0A-0C end for de andre scenarier, hvilket afspejler de flere parametre der indgår i usikkerhedsintervallet for de andre scenarier end minimumsscenerierne. Standardafvigelsen (2x) for scenarie 0A er næsten lig med middelværdien, hvilket indikerer at de empiriske værdier i Monte Carlo analysen er meget spredt ud og ikke samlet omkring en central middelværdi. Standardafvigelserne for ME er ligeledes mindre for scenarie 0A-0C end de andre scenarier, men ens i omfang imellem de tre minimumsscenerier.



Figur 67 Middelværdier fra basis-analysen med 2 x standardafvigelse (95% konfidensinterval). HTC=humantoksitet, carcinogen, HTNC=humantoksitet, noncarcinogen, FE=ferskvand økotoksitet og ME=marin eutrofiering.

Figur 68 viser resultaterne for udtømmning af fossile brændsler og abiotiske elementer. Det ses at standardafvigelseerne er tilnærmelsesvist ens imellem scenarierne for hver af de to påvirkninger. Således rykker usikkerhedsanalysen ikke på den relative fordeling imellem hvilke scenarier der er at foretrække over de andre.



Figur 68 Middelværdier fra basis-analysen med 2 x standardafvigelse (95% konfidensinterval) for udtømmning af ressourcer.

11. LCA-resultater per ton behandlet affaldsfraktion

Tabel 60, 61, 62, 63, 64, 65 og 66 viser de potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af et ton af de enkelte affaldsfraktioner. Tabel 60, viser værdierne som CO₂-ækvivalenter for de forskellige fraktioner, de resterende tabeller viser resultaterne i person ækvivalenter (PE) for de forskellige fraktioner. Omregningen til PE er baseret på Tabel 3. De forskellige behandlingsveje er vist per affaldsfraktion, dvs. forbrænding og genanvendelse af glas, papir, plast, metal og pap samt forbrænding og bioforgasning af organisk madaffald. Ikke kun selve behandlingsanlæggene, men også indsamling, transport, centralsortering og disponering af restprodukter er inkluderet i beregningerne, da disse opstrøms og nedstrøms aktiviteter er forudsætninger for behandlingen på selve anlægget. Der er vist værdier for både kildesorteret og kildeopdelt plast, hvor det kildesorterede plast finsorteres på et enkelt sorteringsanlæg og det kildeopdelte plast grovsorteres på ét anlæg og finsorteres på et andet anlæg.

Tabel 60 Sammenligning af de potentielle miljøpåvirkninger ved genanvendelse og forbrænding af forskellige fraktioner. Enhed: CO₂-ækvivalenter/ton.

	Genanvendelse	Forbrænding
Glas	-230	47
Papir	-1133	-438
Organisk til bioforgasning	-142	-128
Plast - Kildesorteret	469	1255
Plast - Kildeopdelt	668	1255
Metal	-4088	-2664
Pap	-471	-538

Tabel 61 Sammenligning af de potentielle miljøpåvirkninger ved genanvendelse og forbrænding af glas. Enhed: PE/ton.

GLAS	Genanvendelse	Forbrænding
GWP	-0.0284	0.00577
ODP	-0.000606	0.000120
HTC	-0.115	0.0249
HTNC	-0.0290	0.00583
PM	-0.199	0.0115
IR	-0.00651	0.000947
POF	0.00126	0.0169
TA	-0.0139	0.0166
ET	-0.0208	0.0347
EF	-0.0720	0.00305
EM	0.00385	0.0386
FE	-0.383	0.0981
ARDfos	-0.0516	0.0115
ARDele	-1.13	0.0181

Tabel 62 Sammenligning af de potentielle miljøpåvirkninger ved genanvendelse og forbrænding af papir. Enhed: PE/ton.

PAPIR	Genanvendelse	Forbrænding
GWP	-0.140	-0.0541
ODP	-0.003906	-0.000771
HTC	-0.154	-0.0666
HTNC	0.359	-0.166
PM	-0.169	-0.154
IR	-0.107	-0.00434
POF	0.168	-0.0135
TA	-0.0443	-0.0518
ET	0.0963	-0.0282
EF	-0.137	-0.0419
EM	0.0368	-0.0179
FE	-0.246	-0.333
ARDfos	-0.387	-0.106
ARDele	-2.056	-0.0433

Tabel 63 Sammenligning af de potentielle miljøpåvirkninger ved bioforgasning og forbrænding af organisk madaffald. Enhed: PE/ton.

ORGANISK	Bioforgasning	Forbrænding
GWP	-0.0175	-0.0158
ODP	-0.000269	-0.000212
HTC	-0.176	-0.0228
HTNC	0.256	-0.0577
PM	-0.0180	-0.0485
IR	-4.86 ⁻⁵	-0.00108
POF	0.00350	0.00581
TA	0.0191	-0.00828
ET	0.0535	0.0118
EF	-0.00881	0.0118
EM	0.131	0.0181
FE	0.0395	-0.114
ARDfos	-0.0409	-0.0319
ARDele	-0.0280	-0.00424

Tabel 64 Sammenligning af de potentielle miljøpåvirkninger ved genanvendelse og forbrænding af plast. Enhed: PE/ton.

PLAST	Genanvendelse (kildesorteret)	Genanvendelse (kildeopdelt)	Forbrænding
GWP	0.0579	0.0825	0.155
ODP	-0.00276	-0.00190	-0.00250
HTC	-0.207	-0.232	-0.212
HTNC	-0.338	-0.396	-0.499
PM	-0.405	-0.438	-0.479
IR	-0.00685	-0.0101	-0.0145
POF	-0.0784	-0.0809	-0.0729
TA	-0.164	-0.173	-0.185
ET	-0.129	-0.139	-0.151
EF	-0.0870	-0.105	-0.129
EM	-0.117	-0.124	-0.128
FE	-1.01	-1.13	-1.07
ARdfos	-0.506	-0.439	-0.336
ARDele	-0.247	-0.252	-0.163

Tabel 65 Sammenligning af de potentielle miljøpåvirkninger ved genanvendelse og forbrænding af metal. Enhed: PE/ton.

METAL	Genanvendelse	Forbrænding
GWP	-0.505	-0.329
ODP	-0.00349	-0.00236
HTC	-6.81	-4.51
HTNC	-0.416	-0.299
PM	-1.53	-1.03
IR	-0.0103	-0.00755
POF	-0.172	-0.109
TA	-0.260	-0.172
ET	-0.193	-0.118
EF	-0.235	-0.160
EM	-0.198	-0.118
FE	-6.97	-4.64
ARdfos	-0.826	-0.559
ARDele	-3.44	-2.28

Tabel 66 Sammenligning af de potentielle miljøpåvirkninger ved genanvendelse og forbrænding af pap. Enhed: PE/ton.

PAP	Genanvendelse	Forbrænding
GWP	-0.058	-0.0664
ODP	-0.002	-0.0011
HTC	-0.136	-0.0663
HTNC	-0.259	-0.1790
PM	-0.478	-0.1612
IR	-0.078	-0.0045
POF	0.008	-0.0193
TA	-0.035	-0.0581
ET	0.076	-0.0404
EF	-0.217	-0.0382
EM	0.012	-0.0299
FE	-1.056	-0.3524
ARDfos	-0.162	-0.1371
ARDele	-9.878	-0.0597

Referenceliste

- Allegrini, E., Butera, S., Kosson, D.S., Van Zomeren, A., Van der Sloot, H.A., Astrup, T.F., 2015. Life cycle assessment and residue leaching: The importance of parameter, scenario and leaching data selection. *Waste Manag.* 38, 474–485. doi:10.1016/j.wasman.2014.12.018
- Astrup, T.T., 2008. Management of APC residues from W-t-E Plants - An overview of management options and treatment methods. Copenhagen, Denmark.
- Astrup, T.T.F., Pedersen, A.J., Hyks, J., Frandsen, F.J., Juul Pedersen, A., Hyks, J., 2010. Residues from waste incineration. Final report.
- Atervinningsindustrierna, 2008. Atervinningsindustrierna [WWW Document]. URL www.atervinningsindustrierna.se.
- Bergvall, C., Westerholm, R., 2009. Determination of highly carcinogenic dibenzopyrene isomers in particulate emissions from two diesel- and two gasoline-fuelled light-duty vehicles. *Atmos. Environ.* 43, 3883–3890.
- Brogaard, L.K.-S., Christensen, T.H., 2016. Life cycle assessment of capital goods in waste management systems. Submitt. to J. "Waste Manag." 56, 1–14. doi:10.1016/j.wasman.2016.07.037
- Brogaard, L.K., Petersen, P.H., Nielsen, P.D., Christensen, T.H., 2015. Quantifying capital goods for biological treatment of organic waste. *Waste Manag. Res.* 33, 96. doi:10.1177/0734242X14565212
- Brogaard, L.K., Riber, C., Christensen, T.H., 2013a. Quantifying capital goods for waste incineration. *Waste Manag.* 33, 1390–1396. doi:10.1016/j.wasman.2013.03.007
- Brogaard, L.K., Riber, C., Christensen, T.H., 2013b. Quantifying capital goods for collection and transport of waste. *Waste Manag.* 33, 1390–1396. doi:10.1016/j.wasman.2013.03.007
- Bruun, S., Hansen, T.L., Christensen, T.H., Magid, J., Jensen, L.S., 2006. Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land - A scenario analysis. *Environ. Model. Assess.* 11, 251–265.
- Cherubini, F., Peters, G.P., Berntsen, T., Strømman, A., Hertwich, E., 2011. CO₂ emissions from biomass combustion for bioenergy: atmospheric decay and contribution to global warming. *Glob. Chang. Biol. Bioenergy* 3, 413–426.
- Chiang, H.-L., Lai, Y.-M., Chang, S.-Y., 2012. Pollutant constituents of exhaust emitted from light-duty diesel vehicles. *Atmos. Environ.* 47, 399–406.
- Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T.H., Damgaard, A., 2014. An environmental assessment system for environmental technologies. *Environ. Model. Softw.* 60, 18–30. doi:10.1016/j.envsoft.2014.06.007
- Davidsson, S.A., Gruvberger, C., Christensen, T.H., Hansen, T.L., Jansen, J., 2007. Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Waste Manag.* 27, 406–414.
- Dieselnet, 2002. Diesel Exhaust Particle Size [WWW Document]. URL http://www.dieselnet.com/tech/dpm_size.php
- Ekvall, T., Assefa, G., Björklund, A., Eriksson, O., Finnveden, G., 2007. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Manag.* 27, 989–996. doi:10.1016/j.wasman.2007.02.015
- ENEA, 2002. Valutazione delle emissioni di inquinanti organici persistenti da parte dell'industria metallurgica secondaria.
- Energistyrelsen, 2017. Teknologikataloget: Waste-to-energy tabeller (under udarbejdning).
- European Commission -- Joint Research Centre -- Institute for Environment and Sustainability, European Commission, JRC, European Commission -- Joint Research Centre -- Institute for Environment and

- Sustainability, European Commission, European Commision, European Commission -- Joint Research Centre -- Institute for Environment and Sustainability, EC-JRC, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance, Constraints. Luxembourg. doi:10.2788/38479
- European Environment Agency, 2013. EU bioenergy potential from a resource-efficiency perspective.
- Fredenslund, A.M., Scheutz, C., 2017. TOTAL METHANE LOSS FROM BIOGAS PLANTS, DETERMINED BY TRACER DISPERSION MEASUREMENTS, in: Sixteenth International Waste Management and Landfill Symposium.
- Frischknecht, R., Hilty, L., Gilgen, P., 2001. Life cycle inventory modelling in the Swiss national database ECOINVENT 2000. Informatics Environ. Prot. - Sustain. Infor Frischknecht, in: Proc. Int. Symp. Informatics Environ. Prot. - Sustain. Inf. Secur. SIS-IEP 2001 — Proc. Int. Symp.
- Fruergaard, T., Hyks, J., Astrup, T., 2008. Life cycle assessment of waste incineration residues. Manuscript.
- Gentil, E.C., Damgaard, A., Hauschild, M., Finnveden, G., Eriksson, O., Thorneloe, S., Kaplan, P.O., Barlaz, M., Muller, O., Matsui, Y., Ii, R., Christensen, T.H., 2010. Models for waste life cycle assessment: Review of technical assumptions. Waste Manag. 30, 2636–2648. doi:10.1016/j.wasman.2010.06.004
- Giugliano, M., Cernuschi, S., Grosso, M., Rigamonti, L., 2011. Material and energy recovery in integrated waste management system. An evaluation based on life cycle assessment. Waste Manag. 31, 2092–2101.
- Glass Technology Services, 2004. A study of the Balance between Furnace Operative Parameters and Recycled Glass in Glass Melting Furnaces.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Al, E., 2008. ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterisation.
- Hansen, T.L., Bhandar, G.S., Christensen, T.H., Bruun, S., Jensen, L.S., 2006. Life cycle modeling of environmental impacts of land application of processed organic municipal solid waste on agricultural land (EASEWASTE). Waste Manag. Res.
- Hauschild, M.Z., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Joliet, O., Margni, M., Schryver, A., Humbert, S., Laurent, A., Sala, S., Pant, R., 2012. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. Int. J. Life Cycle Assess. 683–697.
- Humbert, S., 2009. Geographically Differentiated Life-cycle Impact Assessment of Human Health. University of California, Berkeley, California, USA.
- IPCC, 2010. Reference Document on Best Available Techniques in the Glass Manufacturing Industry.
- IPCC, 2006a. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Iges, Japan.
- IPCC, 2006b. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Chapter 4: Biological Treatment of Solid Waste. [WWW Document]. URL http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_4_Ch4_Bio_Treat.pdf
- ISO, 2006a. ISO 14040 - Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework.
- ISO, 2006b. ISO 14044 - Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidance. Geneva, Switzerland.
- Jensen, M., Kromann, M., Lund Neidel, T., Jakobsen, B., Møller, J., Jensen, M., Kromann, M., Lund Neidel, T., Bjørn Jakobsen, J., Jakobsen, B., Møller, J., 2013. Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af muligheder for øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald fra dagrenovation. Miljøprojekt 1458., Miljøprojekt nr. 1458. Miljøministeriet. doi:978-87-92903-80-8
- Karavalakis, G., Alvanou, F., Stournas, S., Bakeas, E., 2009. Regulated and unregulated emissions of a light

duty vehicle operated on diesel/palm-based methyl ester blends over NEDC and a non-legislated driving cycle. *Fuel Process. Technol.* 1078–1085.

- Larsen, A., Vrgoc, M., Christensen, T., Lieberknecht, P., 2009. Diesel consumption in waste collection and transport and its environmental significance. *Waste Manag. Resour.* 652–659. doi:10.1177/0734242X08097636
- Laurent, A., Hauschild, M.Z., Golsteijn, L., Simas, M.F.J., Wood, R., 2013. Deliverable 5.2: Normalisation Factors for Environmental, Economic and Socio-Economic Indicators. PROJECT: Development and Application of a Standardized Methodology for the PROspective SUstaInability assessment of TEchnologies. Copenhagen, Denmark.
- Lin, Y.-C., Lee, C.-F., Fang, T., 2008. Characterization of particle size distribution from diesel engines fueled with palm-biodiesel blends and paraffinic fuel blends. *Atmos. Environ.* 42, 1133–1143.
- Lood, 2010. Stora Enso Hyltebruk. Personal communication.
- Møller, J., Jansen, J. La Cour Christensen, T.H., Jansen, J.L.C., Christensen, T.H., 2010. Digestion: Mass balances and products. *Solid Waste Manag. Technol.*
- Olesen, A., 2013. Extraction of data from TEMA for use in EASETECH. Kongens Lyngby, Danmark.
- Ovako Bar AB, SWEREC AB, 2007. Environmental report.
- Payn, T., Carnus, J., Freer-Smith, P., Mark, K., Kollert, W., Shirong, L., Orazio, C., Rodriguez, L., Silva, L., Wingfield, M.J., 2015. Changes in planted forests and future global implications. *For. Ecol. Manage.* 352, 57–67.
- Perugini, F., Mastellone, M., Arena, U., 2005. A life cycle assessment of mechanical and feedstock recycling options for management of plastic packaging wastes. *Environ. Prog.* 24, 137–54.
- Replast A/S, n.d. PP recycling data from the EDIP97 database. Based on IPU-NF-B2445.
- Rigamonti, L., 2007. Valutazione dei percorsi di recupero di materiali e di energia in sistemi integrati di gestione dei rifiuti urbani. Polytecnic of Milan.
- Rigamonti, L., Grosso, M., Giugliano, M., 2010. Life cycle assessment of sub-units composing a MSW management system. *J. Clean. Prod.* 18, 1652–1662. doi:10.1016/j.jclepro.2010.06.029
- Rigamonti, L., Grosso, M., Giugliano, M., 2009. Life cycle assessment for optimising the level of separated collection in integrated MSW management systems. *Waste Manag.* 29, 934–944.
- Rigamonti, L., Grosso, M., Møller, J., Martinez Sanchez, V., Magnani, S., Christensen, T.H., 2014. Environmental evaluation of plastic waste management scenarios. *Resour. Conserv. Recycl.* 85, 42–53.
- Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Gold, L.S., Huijbregts, M.A.J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H.F., MacLoad, M., Margni, M., McKone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., van de Meent, D., Hauschild, M.Z., 2008. USEtox – the UNEP-SETEC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwa-ter ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 532–546.
- Schmidt, A., Strömberg, K., 2006. Genanvendelse i LCA - systemudvidelse. Rep. No. Miljønyt Nr. 81.
- Schmidt, A., Watson, D., Roos, S., Askham, C., Poulsen, P.B., 2016. Gaining benefits from discarded textiles: LCA of different treatment pathways. København, Danmark.
- Seppälä, J., Posch, M., Johansson, M., Hettelingh, J.-P., 2006. Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. *Int. J. Life Cycle Assess.* 403–416.
- Skjern Papirfabrik A/S, 2005. Sustainability report.

Stora Enso Hylte Bruk, 2008. Miljörapport.

SWEREC AB, 2006. Green account.

Vouitsis, E., Ntziachrisos, L., Samara, Z., Grigoratos, T., Samara, C., Miltsios, G., 2007. Effect of a DPF and Low Sulfur Lube Oil on PM Physicochemical Characteristics from a Euro 4 Light Duty Diesel Vehicle. SAE Technical Paper.

Weidema, B.P., Bauer, C., Hischer, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., Vadenbo, C.O., Wenet, G., 2013. Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. St. Gallen, Switzerland.

Weidema, B.P., Wesnæs, M.S., 1996. Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. J. Clean. Prod. 4, 167–174. doi:10.1016/S0959-6526(96)00043-1

Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., Weidema, B., 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. Int. J. Life Cycle Assess. 3, 1–13. doi:10.1007/s11367-016-1087-8

Winther, M., Slentø, E., 2010. Heavy Metal Emissions for Danish Road Transport. NERI Technical Report no. 780. Aarhus, Denmark.

Yoshida, H., Nielsen, M. P., Scheutz, C., Jensen, L. S., Bruun, S., & Christensen, T. H. (2016). Long-Term Emission Factors for Land Application of Treated Organic Municipal Waste. Environmental Modeling & Assessment, 21(1), 111-124. DOI: 10.1007/s10666-015-9471-5

Bilag 7. Data, SØK

Dette bilag indeholder de i forbindelse med den gennemførte SØK-analyse anvendte data. Tabellerne er hentet fra det anvendte beregningsværktøj, der er overdraget Miljøstyrelsen.

Tabel B7-1 Samfundsøkonomiske basisforudsætninger

Emne	Værdi	Kilde
Forrentning	4% *	Finansministeriet (2017), Tabel 4.1
Nettoafgiftsfaktor	32,5%	Finansministeriet (2017), Boks 4.4
Gennemsnitligt afgiftstryk	24,5%	Finansministeriet (2017), Boks 4.5
Prisår	2017	COWI-antagelse
Analyseår	2025	COWI-antagelse
Levetid, bygninger (år)	20	COWI-antagelse
Levetid, faste maskiner (år)	10	COWI-antagelse
Levetid, mobile maskiner, køretøjer mv. (år)	7	COWI-antagelse

Note: *Gælder kun for de første 35 år – i nærværende projekt er alle aktiver afskrevet før dette tidspunkt.

Tabel B7-2 Fraktionernes potentialer og karakteristika

	Enfamilieboliger potentiale	Etageboliger potentiale	Massefylde i beholder*	Nedre brændværdi
	kg/hush./år	kg/hush./år	kg/m ³	GJ/ton
Tørt restaffald	135	122	60	11,1
Organisk affald	215	208	250	3,9
Papir	120	120	200	11,8
Pap/karton	16	16	25	11,8
Plast	51	46	28	34,6
Metal	20	17	80	0
Glas	46	40	325	0
Total	603	569	-	-

Kilde: Potentialer: Miljøstyrelsen (2014), Miljøstyrelsen (2012) og COWI (2016). Massefylde: COWI skøn. Nedre brændværdi: Beregninger med EASETECH. Note: * Pap, plast og metal som balleteres, komprimeres yderligere med 40%, når de transporteres fra sorteringsanlæg til oparbejdning

Tabel B7-3 Forudsatte kildesorteringseffektiviteter, %

	Enfamilieboliger	Etageboliger
Papir ved husstand	90	70
Papir i kuber	85	65
Pap/karton	60	50
Plast	30	25
Metal	60	50
Glas ved husstand	80	75
Glas i kuber	75	70
Organisk	60	45

Kilde: COWI og SDU (2017) og COWI (2017).

Tabel B7-4 Volumener og fyldningsgrader for beholdere til enfamilieboliger

Scenarie	Kombination af fraktioner	Genereret	Udsorteret	Tømn. periode	Størrelse	Fyldn. grad
		liter/uge	liter/uge	uger/tømn.	liter	%
1a-d, 2a,3a-b	Rest (3/4 af 240L)	43	83	2	180	92 %
	Org. (1/4 af 240L)	17	9	2	60	30 %
1c-d	Papir (½ af 240L)	12	10	8	120	69 %
	Pap (½ af 240L)	12	7	8	120	49 %
1c-d	Plast (⅔ af 240L)	35	11	8	160	53 %
	Metal (⅓ af 240L)	5	3	8	80	29 %
1e	Alle	123	123	2	370	67 %
0a-0c	Rest/org (240L)	60	113	2	240	94 %
0a-c, 1a-b, 3b	Papir i 190L	12	10	8	190	44 %
2a	Papir/pap (½ af 370L)	24	18	6	185	58 %
	Plast/metal (½ af 370L)	40	13	6	185	42 %
3a	Papir (1/3 af 370L)	12	10	6	122	45 %
	Pap/plast/metal (2/3 af 370L)	52	21	6	248	55 %
3b	Org. (⅓ af 370L)	17	9	2	93	20 %
	Rest/pap/plast/metal (⅔ af 370L)	95	104	2	278	75 %

Note: "Udsorteret" rest indeholder også materialer der ikke er sorteret til den rette beholder, og er derfor større end potentialet for rest.

Kilde: Beregninger på grundlag af data i

TABEL 2-3 og TABEL 2-4 samt forudsætninger foretaget af COWI. Se Afsnit 2.1 for en beskrivelse af fraktionerne.

Tabel B7-5 Beholder- og tømningsomkostninger

	Anskaffelse	Marginalomkostning			Generaliseret omkostning	
	kr/holder	kr/år	kr/tømn.*	kr/m ³	kr/år	kr/m ³
190 liter 1-rum	230	38	11,20		329	67
240 liter 1-rum	250	41	12,80		374	60
240L liter 2-rum	340	56	12,80		388	62
370 liter 1-rum	400	65	14,40		440	46
370 liter 2-rum	490	80	14,40		454	47
400 liter 1-rum	775	127	15,20**	38	917	44
660 liter 1-rum	940	153	17,60**	27	1.069	31

Note: *Tømningsomkostning er ved skelafhentning. ** For beholdere på 400 og 660 liter anvendes kr/m³ som marginalomkostning. Kilde: COWI (2017) og COWI og SDU (2017). De generaliserede enhedsomkostningseksempler er angivet udelukkende for sammenlignelighed, og er beregnet ud fra 26 tømninger/år for beholdere under 400 liter og 52 tømninger/år for de øvrige beholdere, og indeholder også renter og afskrivninger (10 års levetid) samt 4% af anskaffelsesprisen i vedligehold. I scenarierne anvendes marginalomkostningen og tømningfrekvenserne fra TABEL 4-2.

Tabel B7-6a Kapacitet og omkostninger for lastbiler

	Max volumen	Max tonnage	Omkostning
	m ³ /læs	ton/læs	Kr/køretøjskm
Lastbil + hængel	70	32	8,41
Grabvogn / kroghejs	35	32	6,78
Tankvogn	35	32	6,78

Kilde: Tabel B7-6b og B7-6c.

Tabel B7-6b Køretøjsomkostninger for kroghejs (glaskuber), kr/køretøjskm

	Lastbil	Anhænger	Containere	I alt
<i>Forudsætninger</i>				
Volumen (m3)				35
Kapacitet (tons)	32	32		32
Anskaffelsesepris (kr)	875.000	350.000	300.000	1.525.000
Levetid (år)	8	8	8	
Dieselforbrug (km/l)	5	-	-	
Kørselsforbrug (km/år)	125.000			125.000
Vedligehold (kr/år)	45.000	20.000	5.000	70.000
Forsikring (kr/år)	30.000	-	-	30.000
Løn (kr/år)	292.000			292.000
<i>Beregnete størrelser (ud fra forudsætninger)</i>				
Kapitalomkostninger (kr/år)	129.962	51.985	44.558	226.505
Arb.giver tillæg (40%)	116.800			116.800
Scrapværdi (kr/år) *	-14.244	-5.698	-4.884	-24.826
Dieselforbrug (kr/år)	137.500			137.500
Enhedsomkost. (kr/km)				6,78
CO2 emis. (g/km)				532

Note: * Scrapværdien er beregnet som 15% af anskaffelsesprisen tilbagediskonteret til købstidspunktet og annuieret; minus angiver der er tale om en indtægt.

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Tabel B7-6c Køretøjsomkostninger for trækker med trailer, kr/køretøjskm

	Trækker	Trailer	Power rack	I alt
<i>Forudsætninger</i>				
Volumen (m3)		70		70
Kapacitet (tons)	-	32	-	32
Pris (kr)	900.000	1.800.000	650.000	3.350.000
Levetid (år)	8	8	8	
Dieselforbrug (km/l)	4	-	-	4
Kørselsforbrug (km/år)	150000			150.000
Vedligehold (kr/år)	40.000	60.000	15.000	115.000
Forsikring (kr/år)	35.000	-	-	35.000
Løn (kr/år)	330.000			330.000
<i>Beregnete størrelser (ud fra forudsætninger)</i>				
Kapitalomk. (kr/år)	133.675	267.350	96.543	497.568
Arb.giver tillæg (40%)	132.000			132.000
Scrapværdi (kr/år)	-14.651	-29.303	-10.581	-54.535
Dieselforbrug (kr/år)	206.250			206.250
Enhedsomkost. (kr/km)				8,41
CO2 emis. (g/km)	665			665

Note: * Scrapværdien er beregnet som 15% af anskaffelsesprisen tilbagediskonteret til købstidspunktet og annuiseret.

Kilde: Forudsætninger foretaget af COWI.

Tabel B7-7a Forudsætninger om afstande

	Afstand (km)	Kilde
Til dansk plastsorteringsanlæg	110	Tabel B7-7b
Til dansk grovsorteringsanlæg	56	Tabel B7-7b
Til dansk finsorteringsanlæg	40	Tabel B7-7b
Til papir og pap oparbejdning	200	København til Hyltebruk, Sverige
Til plastfinsortering/oparbejdning	300	København eller Århus til Hamborg
Til metaloparbejdning	300	
Til glasoparbejdning	200*	København til Næstved

Note: * Afstanden er inklusive tom returkørsel. For de øvrige afstande forudsættes ikke tom returkørsel.

Tabel B7-7b Gennemsnitlige afstande til danske anlæg efter antal

	Husholdninger		Antal anlæg		
	Antal /1/	Andel	1	2	3
	Millioner	%	Afstand til nærmeste i km		
Region Hovedstaden	0,83	31%	0	0	0
Region Sjælland	0,38	14%	50	50	50
Region Syddanmark	0,57	21%	150	50	50
Region Midtjylland	0,59	22%	200	100	50
Region Nordjylland	0,28	10%	250	150	100
			Vægtet afstand i km		
Hele landet	2,64	100%	110	56	40

Kilder: /1/ www.statistikbanken.dk, tabel BOL101.

Note: "Afstand til i km" er en af COWI forudsat afstand til nærmeste anlæg for de fem danske regioner. Hvis der er 1 anlæg er det forudsat det ligger i København. For 2 anlæg ligger disse i København og Trekantsområdet. For 3 er forudsat København, Odense og Århus. "Vægtet afstand i km" er de forudsatte afstande vægtet med antallet af boliger i regionerne.

Tabel B7-8 Forudsætninger for forbrændingsanlæg

Emne	Enhed	Værdi	Kilde / beregning
Varmevirkningsgrad	%	73%	/2/ Afsnit 5.3.2*
Elvirkningsgrad	%	22%	/2/ Afsnit 5.3.2*
Indtægt, varmesalg	kr/GJ	50	/1/ side 51
Indtægt, elsalg	kr/MWh	401	/3/ figur 11
Tillægsafgift	kr/GJ affald	31,8	/4/
Affaldsvarmeafgift før fradrag	kr/GJ varme	46,3	/4/
Affaldsvarmeafgift efter fradrag	kr/GJ varme	19,80	/4/
CO2 afgift	kr/ton CO2	172	/5/
Metal genindvinding	% af metal	74%	/2/ Afsnit 5.3.2*
Indtægt, salg af slaggemetal	kr/ton	-1.250	Tabel B7-17
Tabte afgifter på øvrig varme	kr/GJ varme	-37	Se note**

Note: * Jern genindvindes med 80% og aluminium med 50%, og med vægtene 80% jern og 20% aluminium. **26% gas og 9% olie, 31,6% vind.

Kilder: /1/ Energistyrelsen (2014): "Fjernvarmens rolle i den fremtidige energiforsyning"; /2/ COWI (2014); /3/ Dansk Affaldsforening mfl. (2017); /4/ Skat's "Juridiske Vejledning 2018-1" (E.A.2.5.1) <http://skat.dk/skat.aspx?oID=2049003&chk=214955> /5/ Skat's "Juridiske Vejledning 2018-1" (E.A.4.5.6) <http://skat.dk/skat.aspx?oID=2060519&chk=214955>

Tabel B7-9 Varmeprijs i 2025, 600 MW med 8.000 timer/år (2017-faktorpriser)

	Emne	Enhed	El	Varme	Kilde
<i>600 MW flisanlæg med 8.000 driftstimer/år</i>					
1	Virkningsgrad	%	27,9%	83,5%	/1/
2	Investering	mio. kr/MW	26,1	8,71	/1/ og (2) x (1, el) / (1, varme)
3	Investering	kr/MWh	209	70	Annuitet af (2) / driftstimer
4	Fast D&V	kr/MW	748.725	250.173	/1/ og (4) x (1, el) / (1, varme)
5	Faste D&V	kr/MWh	94	31,3	(4) delt med driftstimer
6	Variabel D&V	kr/MWh	28,31	9,46	/1/ og (6) x (1, el) / (1, varme)
7	Brændsel	kr/MWh	690	231	/3/ x 3,6
8	Elindtægt	kr/MWh	-401	-134	/2/ og (6) x (1, el) / (1, varme)
9	Varmeprijs	kr/MWh		207	Sum af (3), (5),(6),(7) og (8)
10	Varmeprijs	kr/GJ		58	(9) delt med 3,6
<i>600 MW flisanlæg med 5.500 driftstimer/år</i>					
1	Virkningsgrad	%	27,9%	83,5%	/1/
2	Investering	mio. kr/MW	26,1	8,71	/1/ og (2) x (1, el) / (1, varme)
3	Investering	kr/MWh	303	101	Annuitet af (2) / driftstimer
4	Fast D&V	kr/MW	748.725	250.173	/1/ og (4) x (1, el) / (1, varme)
5	Faste D&V	kr/MWh	136	45,5	(4) delt med driftstimer
6	Variabel D&V	kr/MWh	28,31	9,46	/1/ og (6) x (1, el) / (1, varme)
7	Brændsel	kr/MWh	690	231	/3/ x 3,6
8	Elindtægt	kr/MWh	-401	-134	/2/ og (6) x (1, el) / (1, varme)
9	Varmeprijs	kr/MWh		253	Sum af (3), (5),(6),(7) og (8)
10	Varmeprijs	kr/GJ		70	(9) delt med 3,6

Note: /1/ er angivet i Euro – der er anvendt en valutakurs på 7,45 kr./euro.

Kilder: /1/ Energistyrelsen (2018) – teknologi 09 side 81-83, /2/ Dansk Affaldsforening (2017), /3/ Energistyrelsen (2017).

Tabel B7-10 Forudsætninger for biopulp anlæg

		Biopulp anlæg	Noter
1	Reject andel	15%	Reject: 5% bio og 10% fejlsortering
2	Kapacitet (ton/år)	38.000	COWI forudsætning
3	Levetid (år)	20	COWI forudsætning
4	Investeringsomkostning (kr)	45.489.000	COWI forudsætning
5	Renter og afskrivninger	3.347.160	(4) annuieret
6	Faste omkostninger (kr/år)	2.677.493	COWI forudsætning
7	Renter og afskrivninger (kr/ton)	88	(4) / (2)
8	Faste omkostninger (kr/ton)	70	(6) / (2)
9	Variable omkostninger (kr/ton)	25	COWI forudsætning
10	Pulp vandtilsætning faktor	1,7	COWI forudsætning
11	Pulp transportdistance (km)	50	COWI forudsætning
12	Pulp køretøjsomkostning (kr/køretøjskm)	6,78	Tabel B7-6a
13	Køretøjskapacitet (ton)	32	Tabel B7-6b
14	Pulp transport (kr/tonkm)	0,67	(12) / (13)

Kilde: COWI forudsætninger, se COWI og SDU (2017).

Tabel B7-11 Biogasfællesanlæg med opgradering til naturgasnet

		Enhed	Værdi	Kilde / beregning
1	Metanindhold i affald	Nm ³ /ton	81,0	LCA
2	Energiindhold i methan	GJ/1000Nm ³	35,9	LCA
3	Biogasindhold i affald	GJ/ton	2,91	(1) x (2)
4	Vand tilsat pulp	faktor	1,7	LCA
5	Biogasindhold i pulp	GJ/ton pulp	1,71	(3) / (4)
6	Afstand pulper til biogas	km	50	COWI forudsætning
7	Pulp køretøjsomkostning	kr/tonkm	0,47	Tabel B7-3
8	Transport af pulp	kr/ton pulp	19	(6) x (7)
9	Levetid	år	20	/1/
10	Investeringsomkostning	kr/årston	330	Figur 4 /1/
11	Kapacitetsomkostning	kr/ton pulp	24	Annuitet af (10)
12	Driftsomkostning	kr/ton pulp	26	Figur 3 i /1/
13	Digestattransport	kr/ton pulp	12,5	Side 32 i /1/
14	Omkostning for pulp	kr/ton pulp	63	(11)+(12)+(13)
15	Opgradering	kr/GJ	27,0	Side 41 i /1/
16	Transport af gas i rør	kr/GJ	6,7	Side 41 i /1/
17	Naturgaspris	kr/GJ	54,47	Tabel B7-12
18	Værdi af gas fra pulp	kr/GJ	22,2	(17) - (16) - (15)
19	Biogas netto tilskud	kr/GJ	110,3	(20) + (21) + (22)
20	Biogas tillæg 1	kr/GJ	86,5	Tabel B7-12
21	Biogas tillæg 2	kr/GJ	24,3	Tabel B7-12
22	Biogas tillæg 3	kr/GJ	0,00	Tabel B7-12

Kilder: /1/ Ea Energianalyse (2014)

Bekendtgørelse af lov om naturgasforsyning

§ 35 c. Der ydes pristillæg til opgraderet biogas, som leveres til det sammenkoblede system. Pristillægget ydes til den, der opgraderer biogassen.

Stk. 2. Der ydes et pristillæg på 79 kr. pr. leveret gigajoule (GJ) opgraderet biogas. Pristillægget indeksreguleres den 1. januar hvert år fra 2013 på grundlag af 60 pct. af stigningerne i nettoprisindekset i det foregående kalenderår i forhold til 2007.

Stk. 3. Der ydes tillige et pristillæg på 26 kr. pr. leveret GJ opgraderet biogas. Pristillægget nedsættes den 1. januar hvert år fra 2013 med det beløb i kr. pr. GJ, naturgasprisen i det foregående år er højere end en basispris på 53,2 kroner pr. GJ. Er naturgasprisen lavere end basisprisen, forøges pristillægget tilsvarende. Ved beregningen efter 2. og 3. pkt. anvendes den gennemsnitlige markedspris på naturgas i kalenderåret. Ved markedspris forstås den daglige day ahead-slutpris i kroner pr. kubikmeter på den danske gasbørs, Nordpool Gas, omregnet til kroner pr. GJ med gassens nedre brændværdi.

Stk. 4. Ved reguleringen af pristillæggene efter stk. 2, 2. pkt., og stk. 3, 2.-5. pkt., beregnes priser og pristillæg med en decimal.

Stk. 5. Der ydes derudover et pristillæg på 10 kr. pr. leveret GJ opgraderet biogas. Pristillægget nedsættes årligt med 2 kr. pr. GJ fra den 1. januar 2016 og ophører med udgangen af 2019.

Kilde: <https://www.retsinformation.dk/Forms/r0710.aspx?id=183812>

Tabel B7-12 Beregning af tilskud til biogasopgradering, (kr/GJ, udt. nettoprisindeks)

	§35c, stk. 2 79 kr tillæg	§35c, stk. 3 26 kr tillæg	§35c, stk. 3 10 kr tillæg	Nettopris indeks	Naturgas 2017 pris
2013	79,0	26,0	8,0	0,972	
2017	80,5	40,0	6,0	1,000	39,2
2018	81,5	39,1	4,0	1,020	39,3
2019	82,5	38,4	2,0	1,040	39,2
2020	83,5	37,7	-	1,061	39,1
2021	84,5	33,3	-	1,082	42,4
2022	85,5	28,8	-	1,104	45,7
2023	86,5	24,3	-	1,126	48,8
2024	87,5	19,8	-	1,149	51,7
2025	88,6	15,4	-	1,172	54,5
Anvendt*	75,6	13,1	0,0		54,5

Kilde: Boks B7-1, samt Energistyrelsen (2017) for naturgasprisen, og www.statistikbanken.dk (PRIS115) for Nettoprisindekset 2013-2017. For 2018 og frem er antaget en årlig stigning i nettoprisindekset på 2 %. Note: *Anvendt er 2025 tilskuddet deflateret til 2017 priser. Alle tillæg er angivet i løbende priser, undtagen naturgasprisen som er angivet i 2017 priser.

Tabel B7-13 Omkostninger for omlasteanlæg

		Omlasteanlæg		
Kapacitet	ton/år	30.000	80.000	230.000
Investeringsomkostninger	mio. kr./anlæg	9,6	18,7	28,9
- Bygninger	mio. kr./anlæg	8,0	16,0	24,0
- Køretøjer mv.	mio. kr./anlæg	1,6	2,7	4,9
Afskrivning og forrentning	mio. kr./år	0,78	1,51	2,37
Driftsomkostninger	mio. kr./år	0,84	1,40	2,12
- Vedligehold	mio. kr./år	0,24	0,45	0,73
- Forbrug	mio. kr./år	0,16	0,27	0,49
- Løn	mio. kr./år	0,45	0,68	0,90
Enhedsomkostning	kr./ton	54	36	20

Note: Enhedsomkostningen er et gennemsnit for al affaldet på anlægget, både rest og materialer.
 Kilde: Forudsætninger foretaget af COWI på baggrund af projekteret anlæg i Silkeborg.

Tabel B7-14 Omkostninger for sorteringsanlæg

		Lavteknologisk anlæg		
Kapacitet	ton/år	17.000	34.000	51.000
Investeringsomkostninger	mio. kr./anlæg	52,8	64,4	76,6
- Bygninger	mio. kr./anlæg	28,8	40,4	52,6
- Maskiner	mio. kr./anlæg	22,6	22,6	22,6
- Køretøjer	mio. kr./anlæg	1,4	1,4	1,4
Afskrivning og forrentning	mio. kr./år	5,1	6,0	6,9
Driftsomkostninger	mio. kr./år	6,2	9,0	11,8
- Vedligehold	mio. kr./år	1,1	1,3	1,4
- Indkøb	mio. kr./år	1,4	2,5	3,7
- Løn	mio. kr./år	3,7	5,2	6,7
Enhedsomkostning	kr./ton	667	440	366
		Højteknologisk anlæg		
Kapacitet	ton/år	21.250	42.500	63.750
Investeringsomkostninger	mio. kr./anlæg	137,1	151,5	166,5
- Bygninger	mio. kr./anlæg	57,6	72,0	87,0
- Maskiner	mio. kr./anlæg	76,7	76,7	76,7
- Køretøjer	mio. kr./anlæg	2,8	2,8	2,8
Afskrivning og forrentning	mio. kr./år	14,2	15,2	16,3
Driftsomkostninger	mio. kr./år	9,9	15,2	20,4
- Vedligehold	mio. kr./år	3,1	3,3	3,5
- Indkøb	mio. kr./år	2,6	4,5	6,3
- Løn	mio. kr./år	4,3	7,4	10,6
Enhedsomkostning	kr./ton	1.135	715	576

Tabel fortsættes næste side ...

5... fortsat fra forrige side		Restsorteringsanlæg		
Kapacitet	ton/år	51.000	102.000	153.000
Investeringsomkostninger	mio. kr./anlæg	126,6	137,4	147,6
- Bygninger	mio. kr./anlæg	40,8	51,6	61,8
- Maskiner	mio. kr./anlæg	81,2	81,2	81,2
- Køretøjer	mio. kr./anlæg	4,6	4,6	4,6
Afskrivning og forrentning	mio. kr./år	13,8	14,6	15,3
Driftsomkostninger	mio. kr./år	11,6	16,6	21,6
- Vedligehold	mio. kr./år	3,3	3,4	3,6
- Indkøb	mio. kr./år	2,5	4,1	5,8
- Løn	mio. kr./år	5,9	9,1	12,3
Enhedsomkostning	kr./ton	498	306	242

Kilde: COWI og SDU (2017). Se Bilag 9 for en teknisk beskrivelse af anlæggene.

Tabel B7-15 Omkostninger for posesorteringsanlæg

		Posesorteringsanlæg
Kapacitet	ton/år	139.300
Investeringsomkostninger	mio. kr./anlæg	106,9
- Bygninger	mio. kr./anlæg	54,9
- Maskiner	mio. kr./anlæg	47,5
- Køretøjer	mio. kr./anlæg	4,4
Afskrivning og forrentning	mio. kr./år	11,4
Driftsomkostninger	mio. kr./år	6,9
- Vedligehold	mio. kr./år	2,4
- Indkøb	mio. kr./år	1,6
- Løn	mio. kr./år	2,9
Enhedsomkostning	kr./ton	132

Kilde: Kommunikation med OptiBag og COWI antagelser og beregninger.

Tabel B7-16 Sorteringseffektiviteter på anlæg (%)

	Kilde- sortering	Pose- sortering	Lavtek- nologisk	Højtek- nologisk	Rest- sortering
Jern og alu- minium	90	82.8 (92 x 90)	90	90	76.5 (85 x 90)
PP, PET & HDPE	86.4 (96 x 90)	79.5 (92 x 96 x 90)	85.5 (95 x 90)	85.5 (95 x 90)	58.5 (65 x 90)
LDPE	69.1 (96 x 72)	63.6 (92 x 96 x 72)	68.4 (95 x 72)	68.4 (95 x 72)	46.8 (65 x 72)
Pap		92		60	40
Papir		92			30

Kilde: Antagelser foretaget af DTU og COWI.

Tabel B7-17 Salgspriser for materialer i basis og følsomhedsanalyser (kr/ton)

	Basis	Optimistisk	Pessimistisk	Blandet plast nul
Papir	800	1.000	600	800
Pap	650	750	550	650
Blandet plast	-1.000	-500	-1.500	0
Blandet metal	1.250	1.350	1.150	1.250
Glas	10	20	-10	10
Blandet papir/pap	700	800	600	700
Aluminium	7.000	7.560	6.440	7.000
Jern	900	972	894	894
Øvrigt metal	1.250	1.350	1.150	1.250
Finsorterede polymerer	593	764	445	593

Kilde: COWI skøn baseret på telefonsamtaler med materialeforhandlere i 2017, samt tabel B8-18 for finsorterede polymerer.

Tabel B7-18 Forudsætninger om polymer salgspriser (% og kr/ton)

		Højeste**	Mellemste**	Laveste**	Gennemsnit**
	Andele ***	25%	50%	25%	100%
Basis*		1.010	613	139	593
PP	14%	700	400	0	375
PET	9%	400	200	-100	175
HDPE	7%	1.250	600	0	613
LDPE	29%	2.700	1.700	500	1.650
Optimistisk*		1.374	710	261	764
PP	14%	2.000	1.000	0	1.000
PET	9%	800	200	0	300
HDPE	7%	2.400	1.200	400	1.300
LDPE	29%	2.950	1.610	795	1.741
Pessimistisk*		757	460	100	445
PP	14%	525	300	0	281
PET	9%	300	150	-125	131
HDPE	7%	938	450	0	459
LDPE	29%	2.025	1.275	375	1.238

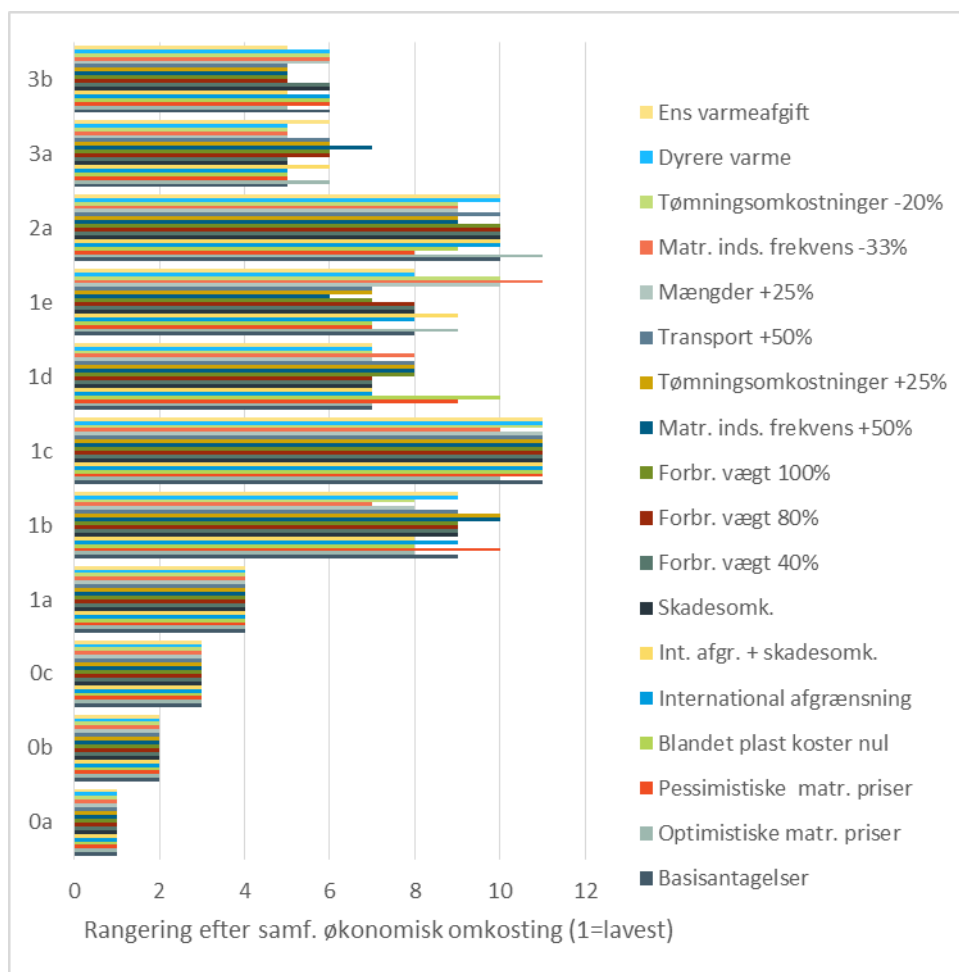
Kilde: COWI skøn baseret på telefonsamtaler med materialeforhandlere i 2017. Note: * Vægtet med kvalitetsandele. ** Vægtet med polymerandele. Polymerandelene summer ikke til 100%, da det er forudsat at kun de 4 nævnte polymerer kan sælges

Bilag 8. Følsomhedsanalyser, SØK

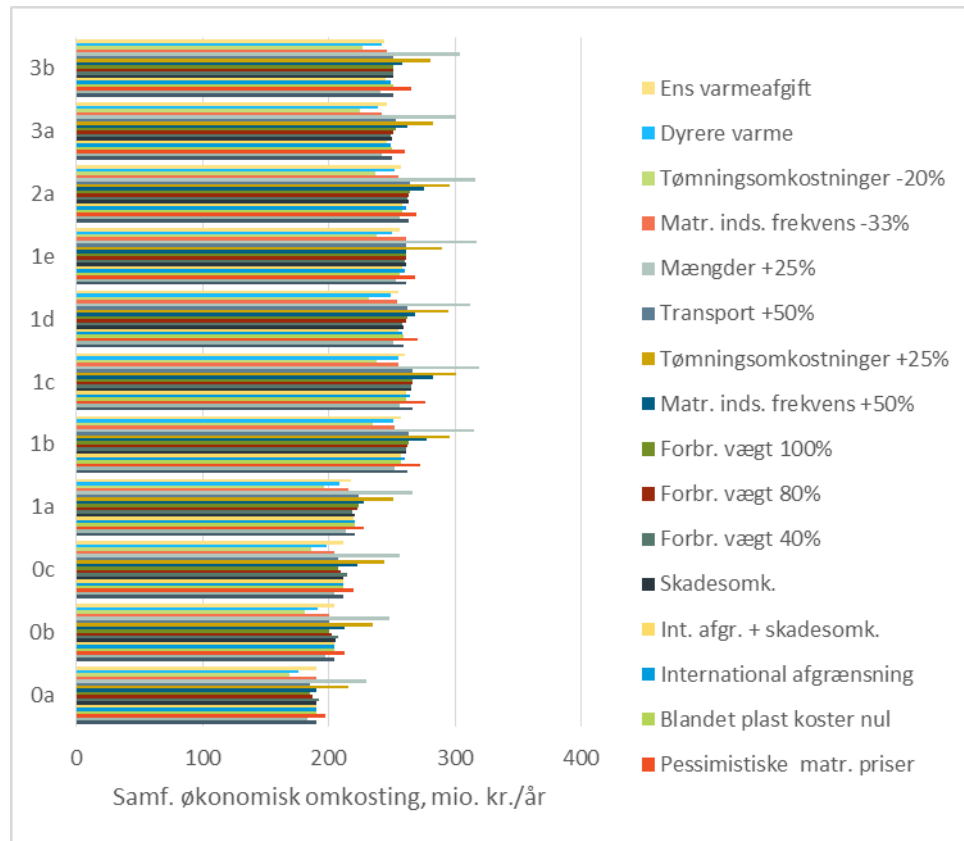
Tabel B8-1 Resultater af følsomhedsanalysen, mio. kr/år

	0a	0b	0c	1a	1b	1c	1d	1e	2a	3a	3b
Basisantagelser	190	205	212	221	262	266	260	261	263	250	251
Optimistiske matr. priser	183	198	204	213	252	256	251	253	256	242	241
Pessimistiske matr. priser	197	212	219	228	272	276	270	268	270	261	265
Blandet plast koster nul	190	205	212	221	257	261	260	256	258	250	251
International afgrænsning	190	205	212	220	261	265	258	260	261	249	249
Int. afgr. + skadesomk.	190	205	211	220	258	261	255	258	258	246	245
Skadesomk.	190	205	212	221	262	266	259	261	263	250	251
Forbr. vægt 40%	192	207	214	219	262	266	258	261	263	249	251
Forbr. vægt 80%	188	203	209	222	263	266	261	261	264	252	251
Forbr. vægt 100%	185	200	207	224	263	267	262	261	264	253	251
Matr. inds. frekvens +50%	190	212	223	228	278	283	268	261	275	263	258
Tømningsomk. +25%	216	235	244	251	296	301	294	290	296	283	281
Transport +50%	185	200	207	224	263	267	262	261	264	253	251
Mængder +25%	230	248	256	267	315	319	312	317	317	301	304
Matr. inds. frekvens -33%	190	200	204	216	252	255	254	261	255	242	246
Tømningsomk. -20%	169	181	186	196	235	238	232	238	237	224	227
Dyrere varme	176	191	198	208	251	256	249	250	253	239	242
Ens varmeafgift	190	205	211	218	257	261	255	256	258	246	244

Figur B8-1 Resultater af følsomhedsanalysen, mio. kr/år



Figur B8-2 Rangering af scenarier (1=laveste omkostninger)



Bilag 9. Teknologinotat, Sorteringsanlæg

Dette bilag indeholder en teknisk beskrivelse af tre typer af sorteringsanlæg:

- › Grov-sorteringsanlæg for metal og plast - med lavteknologisk udstyr;
- › Fin-sorteringsanlæg for pap, metal og plast - højteknologisk udstyr;
- › Posesortering.

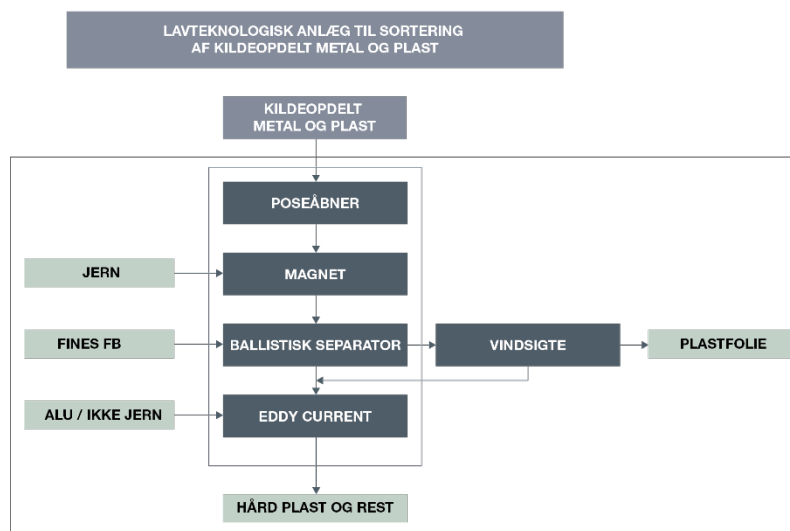
Teknisk beskrivelse af grov-sorteringsanlæg for metal og plast - med lavteknologisk udstyr

Sorteringsanlægget indrettes til at modtage og behandle kildesorteret metal og plast indsamlet i blandet form. Anlægget indrettes med mindst mulig avanceret teknologi til at udsortere

- › Metal i magnetisk jern og aluminium (ikke magnetisk jern).
- › Blandet plast opdelt i folie og hård plast. Fraktionen renses bedst muligt for fejlsortering.

Der udføres ikke manuel sortering.

De overordnede materialestrømme i anlægget er vist i nedenstående boxdiagram.



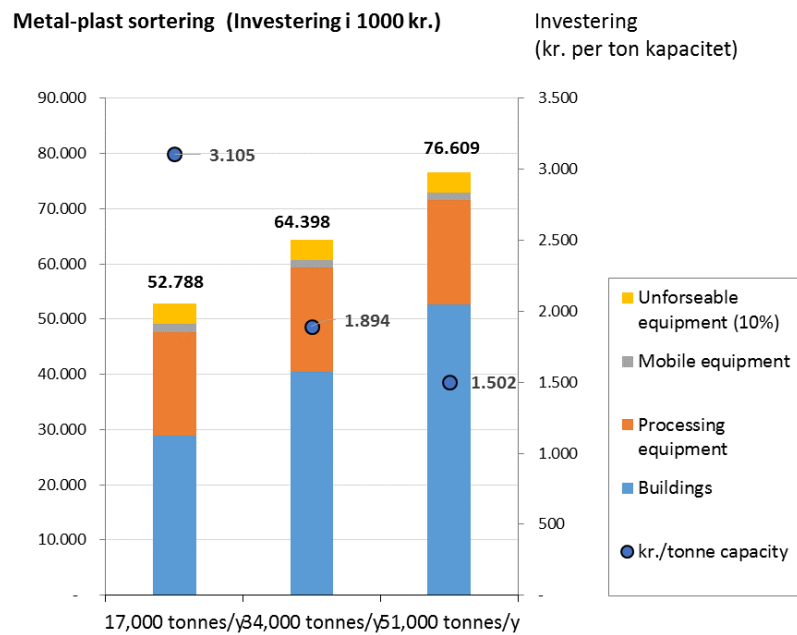
Anlægget indeholder følgende komponenter/funktioner:

- › Modtageareal (alt modtaget materiale aflæsses på gulv)
- › Poseåbner
- › Transportbånd, som føder sorteringsudstyr
- › Magnet til frasortering af magnetisk metal (jern)
- › Ballistisk separator til adskillelse af let fraktion (folier o. lign) fra tung fraktion (metal og plast-dunke) og til rensning for mindre urenheder

- › Vindsigte til adskillelse af plastfolie fra andre lette materialer
- › Eddie Current separator til frasortering af ikke-magnetisk metal (aluminium)
- › Containere til opbevaring af frasorteret jern og metal.
- › Ballepresse til komprimering af plast før afsætning.

Forventede investeringer i maskiner og bygninger er vist i nedenstående. I figuren er vist tal for tre forskellige kapaciteter nemlig 17.000 tons/ år, 34.000 tons/år og 51.000 tons/år.

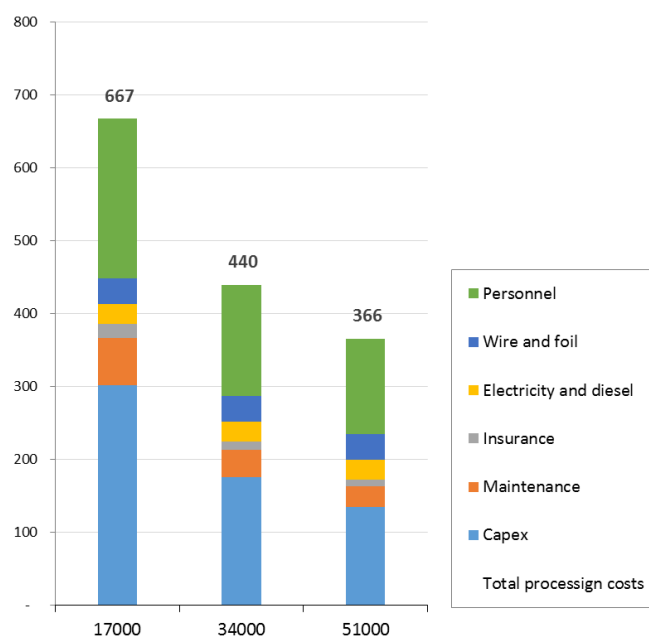
Figur B9-1 *Investeringer ved etablering af lavteknologisk sorteringsanlæg til metal og plast*



Nedenfor kan de tilhørende enhedsomkostninger for sortering aflæses.

Figur B9-2 Enhedsomkostninger ved lavteknologisk sortering af metal og plast

Metal-plast sortering (kr. per ton kapacitet)



Enhedsomkostningerne indeholder ikke indtægter fra salg af de genanvendelige materialer der afsættes til markedet fra dette anlæg. Disse indtægter bidrager væsentligt til anlæggets driftsøkonomi og er indregnet separat i scenarieanalyserne under materialesalg. De indeholder heller ikke forbrænding af sorteringsrest, som også er indregnet separat under forbrænding.

Teknisk beskrivelse af fin-sorteringsanlæg for pap, metal og plast - højteknologisk udstyr

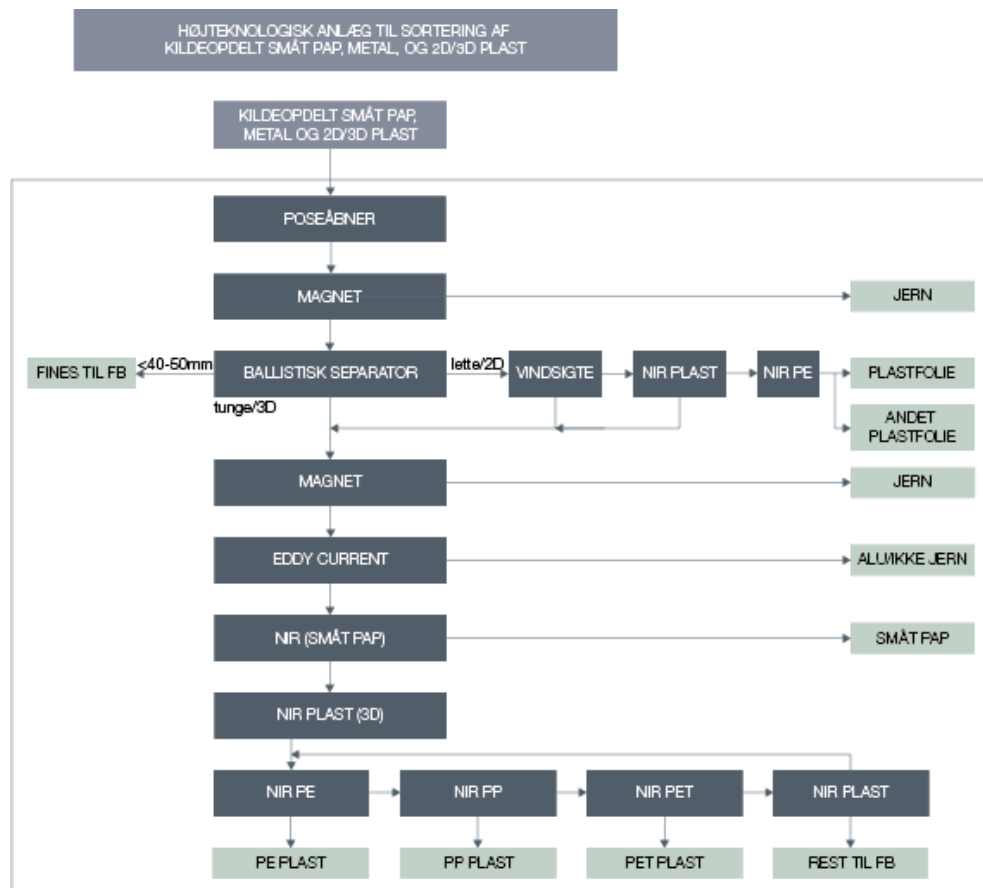
Sorteringsanlægget kan indrettes til at kunne modtage og behandle flere forskellige materialestrømme, både kildeopdelte og kildesorterede blandede materialer, f.eks. blandet plast. Dette kan gøre anlægget fleksibelt hvad angår selve driftssituationen og produktion af "outputs".

Anlægget indrettes med avanceret teknologi til at udsortere

- › metal i magnetisk jern og aluminium (ikke magnetisk jern).
- › blandet plast i plastfolie (2D) og restplast (3D) samt i polymererne PE, PP og PET.
- › en papfraktion
- › en restfraktionen som består af fejlsortering, restplast, restpap og restmetal.

Der udføres ikke manuel sortering.

De overordnede materialestrømme i anlægget er vist i nedenstående boxdiagram



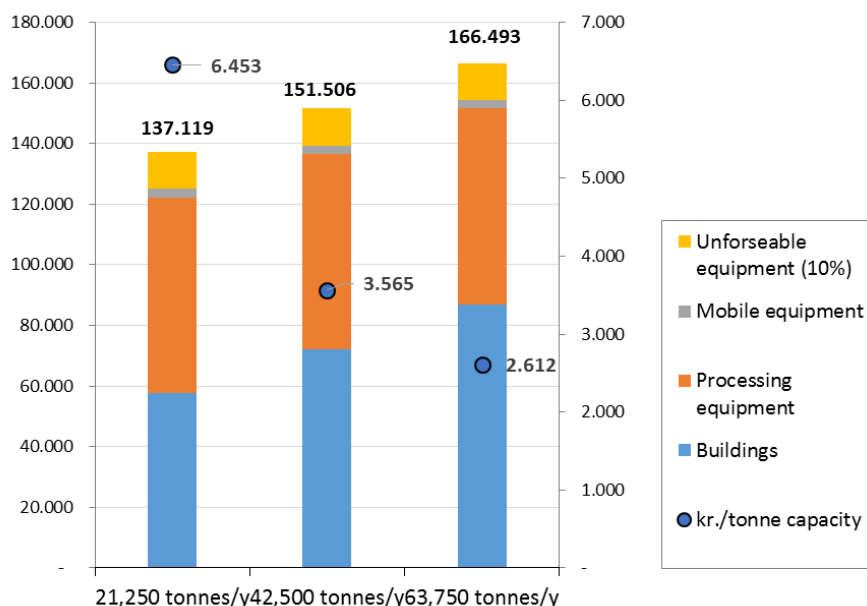
Anlægget kan – afhængig af input - indeholde følgende komponenter/funktioner:

- › Modtageareal (alt modtaget materiale aflæsses på gulv i båse for de forskellige fraktioner)
- › Poseåbner
- › Transportbånd, som føder sorteringsudstyr
- › Magnet til frasoftering af magnetisk metal (jern)
- › Ballistisk separator til adskillelse af let fraktion (folier o. lign) fra tung fraktion (metal og plastdunke) og til frasoftering af små forureninger/partikel fraktion <40-50 mm
- › Vindsigte (eller andet specialudstyr) til adskillelse af plastfolie fra andre lette materialer
- › Eddie Current separator til frasoftering af ikke-magnetisk metal (aluminium)
- › NIR infrarød til frasoftering af pap
- › NIR infrarød til sortering af individuelle 2D/3D plasttyper/hård plast (LDPE, HDPE, PP, PS, PET)
- › Ballepresser.
- › Containere til opbevaring af frasofteret metal
- › Lagerareal for restaffald og balleterede genanvendelige materialer

Forventede investeringer i maskiner og bygninger for dette anlæg er vist i nedenstående Figur B9-3. I figuren er vist tal for to kapaciteter nemlig 21.250 tons/ år, 42.500 og 63.750 tons/år.

Figur B9-3 Investeringer ved etablering af højteknologisk sorteringsanlæg til pap/karton, metal og plast

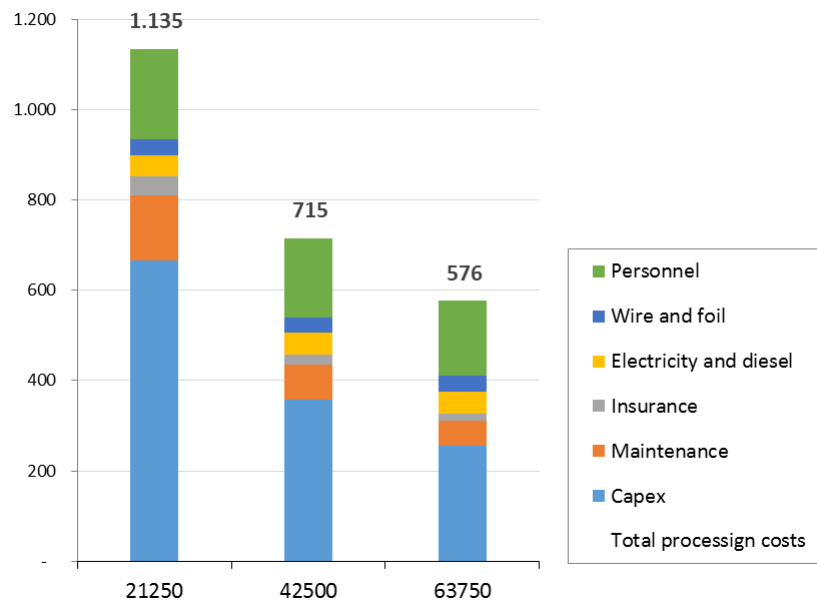
Pap, metal og plast sorteringsanlæg Investering i 1000 kr.) Investment (kr. per tonne capacity)



Nedenfor kan de tilhørende enhedsomkostninger for sortering aflæses. Bemærk igen at disse omkostninger ikke indeholder salg af genanvendelige materialer og forbrænding af sorteringsrest. Disse indtægter bidrager væsentligt til anlæggets driftsøkonomi og er indregnet separat i scenarieanalyserne under materialesalg. De indeholder ikke forbrænding af sorteringsrest, som også er indregnet separat under forbrænding.

Figur B9-4 Enhedsomkostninger ved drift af højteknologisk sorteringsanlæg til pap/karton, metal og plast

Pap, metal og plast sorteringanlæg - højteknologisk (kr. per ton kapacitet))



Posesortering – teknisk beskrivelse

Sorteringsanlægget tager imod kildesorterede materialer som f.eks. papir, karton, plast, metal, organisk og en restfraktion. Alle disse materialer er af husholdningen placeret i separate poser af forskellig farve i samme indsamlingsbeholder - i alt op til 6 forskellige fraktioner. Indsamlede poser afleveres på et centralt anlæg der er i stand til optisk at sortere poserne ud fra den pågældende farve.

Sorteringsanlægget består af følgende hovedkomponenter:

- › Modtageareal med modtagesilo (alt modtaget materiale aflæsses direkte i silo)
- › Transportbånd eller spiraltransportør som føder sorteringsudstyr
- › Sorteringsbånd eller sorteringstransportør med optiske sensorer og udstyr til separering af individuelt farvede poser
- › Containere eller semitrailere med walking floor til udlastning af hver af de farve sorterrede fraktioner.

Anlægget kan efter behov forsynes med en poseoprøver eller en ballepresse. Poseopriveren kan benyttes til fjernelse af poser omkring de fraktioner hvor iblandet plast kan give afsætningsproblemer. Dette gælder især papir og pap/karton. Ballepresse kan benyttes til at presse udvalgte fraktioner i baller hvorved besparelser i transport kan opnås.

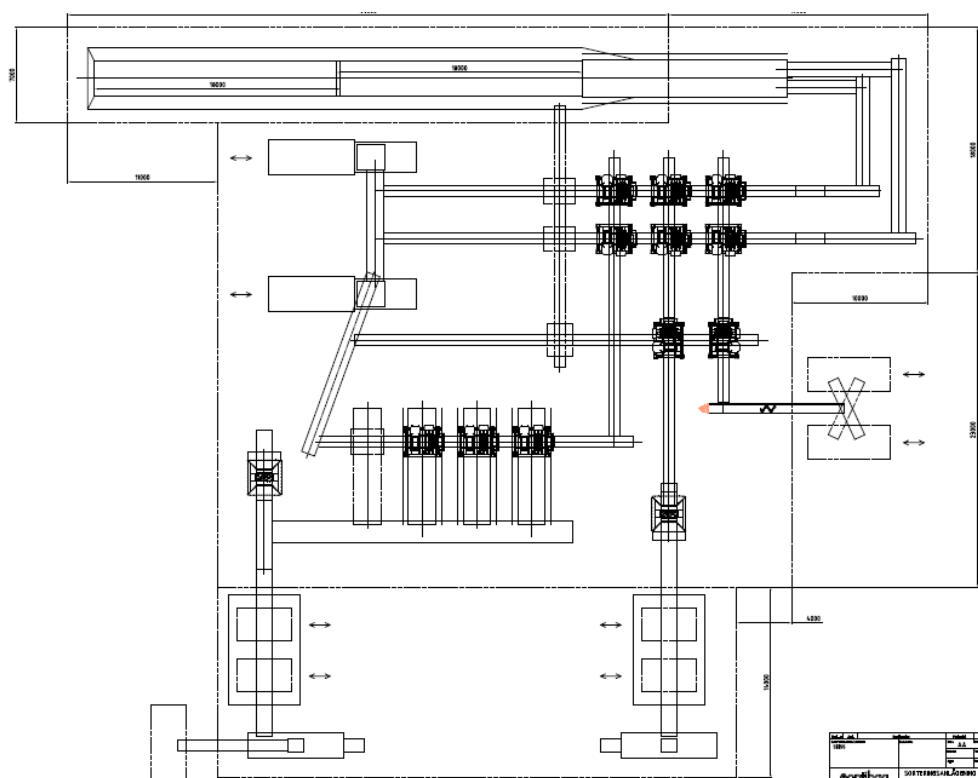
De fraserterede poser indeholdende de genanvendelige materialer føres direkte til genvindingsvirksomheder uden forudgående finsortering. Dvs. ingen finsortering af plast i individuelle plasttyper og metal i jern og ikke-jern (aluminium).

Restaffald føres videre til efterfølgende behandling (forbrænding). Organisk affald føres til biologisk behandling (bioforgasning).

Der garanteres normalt 95% sorteringseffektivitet på farvede poser, svarende til at 5% af de farvede poser ender i restaffaldet. Der garanteres endvidere 97% "renhed" af de frasorterede poser i hver farve, dvs. max. 3% forkerte farver i den udlastede fraktion.

Layout for et 6 fraktions anlæg kan ses nedenfor. Posesorteringsanlægget dimensioneres i praksis efter antal poser der skal sorteres. Indsamlede poser aflæsses direkte i tragt-siloer hvorefter poserne transporteres via to parallelle transportbånd til den første sortering. Poser med organisk sorteres først fra. Poser med papir sorteres fra efter den organiske fraktion. Derefter frasorteres samlet plast, karton og metal. Poser med papir fin-sorteres ligesom organisk (for fejlsorterede poser) før de udlastes via opstillede containere. Poser med plast, metal og karton føres videre til fin-sortering i tre individuelle "sorterere" som adskiller i poser indeholdende plast, metal henholdsvis karton. Disse poser udlastes til opstillede containere via mellemlager bånd. Restaffald udlastes til containere hvori restaffaldet komprimeres.

6-fraktions anlæg for papir, karton, plast, metal, organisk og rest:



Bilag 10. Samfundsøkonomisk konsekvensskema

Nedenfor præsenteres konsekvensskema for scenarierne 1c og 3a. Alle priser undtagen eksternaliteter er i faktorpriser.

Scenarie 1c: Kildesortering 6 fraktioner	Enhed	Mængde	Enhedspris	Årlig omkostning
		Enheder	kr./enhed	kr./år
Alle boliger				
Poseomkostninger	Antal poser	91.000.000	0,31	28.388.650
Havebolig				
Første spand - 240L-2				
Beholderomkostning	Antal beholdere	150.000	56	8.327.838
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	4.950.000	13	63.360.000
Volumenomkostninger	Antal m ³	634.333	0	0
Anden spand - 240L-2				
Beholderomkostning	Antal beholdere	150.000	56	8.327.838
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	975.000	13	12.480.000
Volumenomkostninger	Antal m ³	158.850	0	0
Tredje spand - 240L-2				
Beholderomkostning	Antal beholdere	150.000	56	8.327.838
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	975.000	13	12.480.000
Volumenomkostninger	Antal m ³	171.964	0	0
Etagebolig				
Første spand - 660L				
Beholderomkostning	Antal beholdere	18.868	153	2.896.104
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	981.132	0	0
Volumenomkostninger	Antal m ³	361.392	27	9.637.109
Anden spand - 400L				
Beholderomkostning	Antal beholdere	4.000	127	506.202
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	104.000	0	0
Volumenomkostninger	Antal m ³	57.773	38	2.195.387
Tredje spand - 660L				
Beholderomkostning	Antal beholdere	6.667	153	1.023.290
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	173.333	0	0
Volumenomkostninger	Antal m ³	178.563	27	4.761.683

Kuber - Kube2000				
Beholderomkostning	Antal kuber	1.359	1.633	2.218.627
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	70.652	0	0
Volumenomkostninger	Antal m³	29.947	50	1.497.340
Transport til behandling				
Fra papirkuber	ton/år	0	0	0
Fra glaskuber	ton/år	8.056	0	0
Indsamlet til forsortering	ton/år	0	0	0
Indsamlet til centralsortering	ton/år	0	0	0
Indsamlet til forbrænding	ton/år	73.187	0	0
Indsamlet til bioforgasning	ton/år	31.900	0	0
Indsamlet til oparbejdning/salg	ton/år	34.208	0	0
Omlastning til sortering				
Omlastning	ton/år	0	0	0
Transport til sortering	ton/år	0	0	0
Grovsorteringsanlæg				
Renter og afskrivninger	ton/år	0	0	0
Faste omkostninger	ton/år	0	0	0
Variable omkostninger	ton/år	0	0	0
Finsorteringsanlæg				
Renter og afskrivninger	ton/år	0	0	0
Faste omkostninger	ton/år	0	0	0
Variable omkostninger	ton/år	0	0	0
Salg af anlægssorterede materialer				
Papir	ton/år	0	0	0
Pap	ton/år	0	0	0
Glas	ton/år	0	0	0
Aluminium	ton/år	0	0	0
Jern	ton/år	0	0	0
Øvrig metal	ton/år	0	0	0
PP	ton/år	0	0	0
PET	ton/år	0	0	0
PS	ton/år	0	0	0
HDPE	ton/år	0	0	0
LDPE	ton/år	0	0	0
Blandet plast	ton/år	0	0	0
Salg af kildesorterede materialer				
Papir	ton/år	25.102	-800	-20.081.633
Pap	ton/år	2.333	-650	-1.516.667
Plast	ton/år	3.828	1.000	3.827.778
Metal	ton/år	2.944	-1.250	-3.680.556

Glas	ton/år	8.056	-10	-80.556
Transport til oparbejdning				
Papir	ton/år	25.102	63	1.568.878
Pap	ton/år	2.333	114	266.667
Plast	ton/år	3.828	630	2.412.465
Metal	ton/år	2.944	214	630.952
Glas	ton/år	8.056	73	590.151
Øvrig transport efter/mellem be- handling				
Fra pulping til biogasanlæg	ton/år	32.267	37	1.195.069
Pulpningsanlæg				
Afskrivninger	ton/år	31.900	88	2.807.200
Faste omkostninger	ton/år	31.900	70	2.233.000
Variable omkostninger	ton/år	31.900	25	797.500
Biogasfællesanlæg				
Transport af pulp til anlæg	ton/år	46.096	19	867.680
Forrentning og afskrivning	ton/år	46.096	24	1.119.290
Driftsomkostning	ton/år	46.096	26	1.198.483
Udbringning af KOD digestat	ton/år	46.096	13	576.194
Værdi af naturgas	GJ/år	78.848	-22	-1.750.419
Forbrænding				
Faste omkostninger (tonnage)	ton/år	77.972	249	19.399.396
Variable omkostninger (tonnage)	ton/år	77.972	120	9.356.622
Faste omkostninger (energi)	GJ ind/år	835.979	36	29.713.070
Variable omkostninger (energi)	GJ ind/år	835.979	17	14.331.063
Indtægter, varmesalg	GJ varme/år	610.264	-58	-35.109.806
Indtægter, elsalg	MWh el/år	51.088	-401	-20.486.122
Slaggebehandling ekskl. salg	ton slagge	20.651	0	0
Salg af slagge og metal	ton metal	1.517	-1.250	-1.896.250
Emissioner (i forhold til Scenarie 0a)				
CO ₂	tons/år	-1.687	0	-152.937
- heraf kvotebelagt	tons/år			
- heraf ej kvotebelagt	tons/år			
Metan	tons/år	5	1.904	9.309
N ₂ O	tons/år	1	28.100	18.414
Nox	tons/år	6	2.065	13.272
SO ₂	tons/år	28	16.517	458.168
Partikler	tons/år	2	32.001	65.609
CO	tons/år	33	0	0
HC	kg/år	0	0	0
Hg	kg/år	0	0	0

Bly	kg/år	0	0	0
Dioxiner	g/år	0	0	0
Vejslid, støj og uheld				
Tankvogn	køretøjskm/år	119.507	3,32	396.763
Fjerntransport til opbevaring	køretøjskm/år	546.911	3,32	1.815.745
Afgiftsprovenu				
Affaldsvarmeafgift	GJ	610.264	19,80	12.083.236
Tillægsafgift	GJ	610.264	43,56	26.584.122
CO ₂ afgift, forbrænding	CO ₂	52.830	172,40	9.107.892
Tabt afgift naturgas	GJ	78.848	-55,25	-4.356.535
Biogas subsidie	GJ	78.848	-54,22	-4.275.229
Brændselsafgift øvrig varme	GJ	610.264	-36,80	-22.456.621
Samlet afgiftsprovenu	kr/år			16.686.864
Refinansiering over indkomstskat				
Afgiftsprovenu i scenarie 0a	kr/år			34.269.470
Afgiftsprovenu i dette scenarie	kr/år			16.686.864
Ændring i afgiftsprovenu	kr/år			-17.582.606
Indkomstskat til refinansiering	kr/år		145,75%	25.626.648

<i>Scenarie 3a:</i>				<i>Årlig omkost-</i>
<i>Finsorteringsanlæg</i>	<i>Enhed</i>	<i>Mængde</i>	<i>Enhedspris</i>	<i>ning</i>
		Enheder	kr./enhed	kr./år
Alle boliger				
Poseomkostninger	Antal poser	91.000.000	0,31	28.388.650
Havebolig				
Første spand - 240L-2				
Beholderomkostning	Antal beholdere	150.000	56	8.327.838
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	4.950.000	13	63.360.000
Volumenomkostninger	Antal m ³	634.333	0	0
Anden spand - 370L-2				
Beholderomkostning	Antal beholdere	150.000	80	12.001.884
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	1.300.000	14	18.720.000
Volumenomkostninger	Antal m ³	330.814	0	0
Tredje spand - Ingen				
Beholderomkostning	Antal beholdere	0	0	0
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	0	0	0
Volumenomkostninger	Antal m ³	0	0	0
Etagebolig				
Første spand - 660L				

Beholderomkostning	Antal beholdere	18.868	153	2.896.104
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	981.132	0	0
Volumenomkostninger	Antal m³	419.165	27	11.177.731
Anden spand - 660L				
Beholderomkostning	Antal beholdere	18.868	153	2.896.104
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	245.283	0	0
Volumenomkostninger	Antal m³	178.563	27	4.761.683
Tredje spand - Ingen				
Beholderomkostning	Antal beholdere	0	0	0
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	0	0	0
Volumenomkostninger	Antal m³	0	0	0
Kuber - Kube2000				
Beholderomkostning	Antal kuber	1.359	1.633	2.218.627
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	70.652	0	0
Volumenomkostninger	Antal m³	29.947	50	1.497.340
Transport til behandling				
Fra papirkuber	ton/år	0	0	0
Fra glaskuber	ton/år	8.056	0	0
Indsamlet til forsortering	ton/år	0	0	0
Indsamlet til centralsortering	ton/år	9.106	0	0
Indsamlet til forbrænding	ton/år	73.187	0	0
Indsamlet til bioforgasning	ton/år	31.900	0	0
Indsamlet til oparbejdning/salg	ton/år	25.102	0	0
Omlastning til sortering				
Omlastning	ton/år	9.106	115	1.047.139
Transport til sortering	ton/år	9.106	71	642.771
Grovsorteringsanlæg				
Renter og afskrivninger	ton/år	0	0	0
Faste omkostninger	ton/år	0	0	0
Variable omkostninger	ton/år	0	0	0
Finsorteringsanlæg				
Renter og afskrivninger	ton/år	0	0	3.137.667
Faste omkostninger	ton/år	0	0	881.688
Variable omkostninger	ton/år	0	0	2.213.062
Salg af anlægssorterede materialer				
Papir	ton/år	0	0	0
Pap	ton/år	1.400	-455	-637.000
Glas	ton/år	0	0	0
Aluminium	ton/år	530	-7.000	-3.710.000
Jern	ton/år	2.120	-900	-1.908.000

Øvrig metal	ton/år	0	0	0
PP	ton/år	524	-375	-196.365
PET	ton/år	327	-175	-57.273
PS	ton/år	98	0	0
HDPE	ton/år	262	-613	-160.365
LDPE	ton/år	1.126	-1.650	-1.857.613
Blandet plast	ton/år	0	0	0
Salg af kildesorterede materialer				
Papir	ton/år	25.102	-800	-20.081.633
Pap	ton/år	0	0	0
Plast	ton/år	0	0	0
Metal	ton/år	0	0	0
Glas	ton/år	8.056	-10	-80.556
Transport til oparbejdning				
Papir	ton/år	25.102	63	1.568.878
Pap	ton/år	1.400	114	160.000
Plast	ton/år	2.337	630	1.472.738
Metal	ton/år	2.650	214	567.857
Glas	ton/år	8.056	73	590.151
Øvrig transport efter/mellem be- handling				
Fra pulpning til biogasanlæg	ton/år	32.267	37	1.195.069
Pulpningsanlæg				
Afskrivninger	ton/år	31.900	88	2.807.200
Faste omkostninger	ton/år	31.900	70	2.233.000
Variable omkostninger	ton/år	31.900	25	797.500
Biogasfællesanlæg				
Transport af pulp til anlæg	ton/år	46.096	19	867.680
Forrentning og afskrivning	ton/år	46.096	24	1.119.290
Driftsomkostning	ton/år	46.096	26	1.198.483
Udbringning af KOD digestat	ton/år	46.096	13	576.194
Værdi af naturgas	GJ/år	78.848	-22	-1.750.419
Forbrænding				
Faste omkostninger (tonnage)	ton/år	80.691	249	20.075.836
Variable omkostninger (tonnage)	ton/år	80.691	120	9.682.879
Faste omkostninger (energi)	GJ ind/år	898.627	36	31.939.754
Variable omkostninger (energi)	GJ ind/år	898.627	17	15.405.026
Indtægter, varmesalg	GJ varme/år	655.997	-58	-37.740.919
Indtægter, elsalg	MWh el/år	54.916	-401	-22.021.342
Slaggebehandling ekskl. salg	ton slagge	20.651	0	0
Salg af slagge og metal	ton metal	1.735	-1.250	-2.168.611

Emissioner (i forhold til Scenarie 0a)				
CO ₂	tons/år	-430	0	-39.017
- heraf kvotebelagt	tons/år			
- heraf ej kvotebelagt	tons/år			
Metan	tons/år	9	1.904	16.699
N ₂ O	tons/år	1	28.100	15.745
Nox	tons/år	6	2.065	13.315
SO ₂	tons/år	25	16.517	407.531
Partikler	tons/år	2	32.001	67.856
CO	tons/år	28	0	0
HC	kg/år	0	0	0
Hg	kg/år	0	0	0
Bly	kg/år	0	0	0
Dioxiner	g/år	0	0	0
Vejslid, støj og uheld				
Komprimatorvogn	køretøjskm/år	0	0,00	0
Grabvogn med krog	køretøjskm/år	0	0,00	213.400
Lastbil	køretøjskm/år	64.277	0,00	0
Tankvogn	køretøjskm/år	119.507	3,32	396.763
Fjerntransport til opbevaring	køretøjskm/år	435.962	3,32	1.447.395
Afgiftsprovenu				
Affaldsvarmeafgift	GJ	655.997	19,80	12.988.748
Tillægsafgift	GJ	655.997	43,56	28.576.323
CO ₂ afgift, forbrænding	CO ₂	61.776	172,40	10.650.218
Tabt afgift naturgas	GJ	78.848	-55,25	-4.356.535
Biogas subsidie	GJ	78.848	-54,22	-4.275.229
Brændselsafgift øvrig varme	GJ	655.997	-36,80	-24.139.510
Samlet afgiftsprovenu	kr/år			19.444.015
Refinansiering over indkomstskat				
Afgiftsprovenu i scenarie 0a	kr/år			34.269.470
Afgiftsprovenu i dette scenarie	kr/år			19.444.015
Ændring i afgiftsprovenu	kr/år			-14.825.455
Indkomstskat til refinansiering	kr/år		145,75%	21.608.100

Bilag 11. Kommentarer, Peer reviewers

Uafhængige peer reviewers fra 2.0 LCA Consultants og Aarhus Universitet har bidraget med kommentarer og ændringsforslag til den foretagne analyse, idet 2.0 LCA Consultants har fokuseret på den del af analysen, der vedrører miljøkonsekvenserne, mens Aarhus Universitet har fokuseret på den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering. I dette bilag bringes de sammenfattende vurderinger fra 2.0 LCA Consultants og Aarhus Universitet med samt kommentarer hertil fra DTU og COWI.

Kritisk review af LCA i rapporten:

‘PÅ VEJ - MOD ØGET GENANVENDELSE AF 4 HUSHOLDNINGSAFFALD’

Reviewere:

Randi Dalgaard
2.-0 LCA consultants
Rendsburggade 14, rum 4.315
9000 Aalborg, Denmark
randi.dalgaard@lca-net.com

Jannick Schmidt
2.-0 LCA consultants
Rendsburggade 14, rum 4.315
9000 Aalborg, Denmark
jannick.schmidt@lca-net.com

Massimo Pizzol
Det Danske Center For
Miljøvurdering, Aalborg Univ.
Rendsburggade 14
9000 Aalborg, Denmark
massimo@plan.aau.dk

Aalborg, januar 2018

Review procedure

Dette review er udført som en to-trins gennemgang i perioden 10. oktober 2017 - 15. januar 2018.

Reviewerne har kommenteret to forskellige versioner af rapporten. Alle review-kommentarer er skrevet i en review-plattform (Excel-fil), hvor der henvises til side- og linjenummer, og problemet beskrives. Forfatterne af LCA rapporten har efterfølgende forholdt sig til review-kommentarerne fra første review-runde, og har angivet i review-plattformen, hvorledes de har forholdt sig til hver review-kommentar, og har beskrevet hvilke ændringer, der er lavet i LCA rapporten. Andet trin af det kritiske review er udført på den reviderede LCA rapport. På baggrund heraf er alle kommentarer i review-plattformen opdateret, og der er skrevet nærværende "Review-statement", som summerer de væsentligste afvigelser fra ISO 14040/44 standarderne for LCA.

Reviewet blev udført af et enkelt team af reviewere. Ifølge ISO 14044, clause 6.1, så skal LCA studiet reviews af et panel af mindst tre uafhængige reviewere, hvis resultaterne er påtænkt at skulle understøtte sammenlignende påstande, som offentliggøres. Derfor er nærværende kritiske review ikke udført i overensstemmelse med ISO 14040/44.

Samlet vurdering

Rapporten sammenligner forskellige scenarier for udsortering og behandling af husholdningsaffald. Det overordnede indtryk er et gennemsnitligt kvalitetsarbejde med hensyn til dokumentation og videnskabeligt indhold. De vigtigste bemærkninger til rapporten er listet nedenfor, hvor der henvises til de mere specifikke kommentarer, som findes i review-plattformen.

Generelle bemærkninger om dokumentation

1. Forfatterne af LCA rapporten er ikke angivet. Dette er ikke i overensstemmelse med ISO 14044, clause 5.2.
2. Terminologi i rapporten er ikke konsekvent og ofte forvirrende (eksempler på reviewkommentarer #1, 2, 4, 21, 22).
3. Strukturen af forgrundssystemet er kun delvis dokumenteret. Dette gør det meget vanskeligt at reproducere resultater og vurdere LCA-modellens gyldighed (se følgende reviewkommentarer for flere detaljer: se reviewkommentarer #23, 40, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49).
4. Rapporten præsenterer ikke resultater tilstrækkeligt detaljeret til, at læseren kan forstå kompleksiteten og trade-offs i LCA'en. Dette er ikke i overensstemmelse med ISO 14044, clause 5.1 (se følgende reviewkommentarer for flere detaljer: #25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 34, 41, 50, 51).

Generelle bemærkninger om videnskabelig indhold

5. Det er tvivlsomt, at modellen vedr. biomasseforsyning og -behandling er i overensstemmelse med virkeligheden. Det anføres i rapporten, at biomasse er en begrænset ressource, men review-teamet har i et særskilt dokument (se appendiks til review) redegjort for, at dette sandsynligvis ikke er korrekt. LCA rapporten nævner dette i konklusionerne, men påvirkningen fra indirect land use changes (iLUC) fra biomasse er ikke adresseret.
6. Marginalerne for varme og elektricitet er ikke tilstrækkeligt underbygget og dokumenteret. Marginalerne har stor betydning for resultater og kan potentielt ændre konklusionerne. Dette er ikke undersøgt i

følsomhedsanalyser eller adresseret i konklusionerne (se følgende reviewkommentarer for flere detaljer: #37, 46).

7. Rapporten drøfter kun GWP-resultater og ignorerer de andre, selv om konklusionerne for GWP ikke er gyldige for andre miljøpåvirkninger. Der er ikke argumenteret for, at GWP er den væsentligste miljøpåvirkningskategori. Dette er ikke i overensstemmelse med ISO 14044, clause 4.4.5 (se følgende reviewkommentarer for flere detaljer: #26, 29, 51)
8. Følsomhedsanalyser er mangelfulde, kun to forhold er undersøgt (se følgende reviewkommentarer for flere detaljer: #36, 42).
9. Evaluering mangler: check af konsistens, komplethed, og følsomhed. Dette er ikke i overensstemmelse med ISO 14044, clause 4.5.3.

Konklusion

Der er identificeret flere forhold, hvor LCA'en ikke er i overensstemmelse med ISO 14040 og 14044 standarderne. Desuden er der identificeret to kritiske antagelser, som, hvis de ændres, potentielt kan ændre konklusionerne. Det drejer sig om utilstrækkeligt underbyggede og dokumenterede el- og varmemarginaler samt antagelsen om, at biomasse er en begrænset ressource.

NOTAT

Til Miljøstyrelsen
Att.: Mathias Nylandsted Benediktson, Robert Heidemann og
Mathias Vrå Hjørth
Haraldsgade 53
2100 København Ø

Fra Anders Damgaard
DTU Miljø

28. september 2018
ADAM

Kommentarer til kort sammenfattende vurdering, udarbejdet af Randi Dalgaard og Jannick Schmidt, 2.-0 LCA consultants, og Mazzimo Pizzol, Det Danske Center for Miljøvurdering, Aalborg Universitet.

Den korte sammenfattende vurdering, udarbejdet af Randi Dalgaard og Jannick Schmidt, 2.-0 LCA consultants, og Mazzimo Pizzol, Det Danske Center for Miljøvurdering, Aalborg Universitet, påpeger en række forhold i udkastet til rapport, dateret december 2017, som kan forbedres. Vi hilser den velkommen, finder langt de fleste af forslagene til ændringer gode og relevante og er glade for at kunne oplyse, at vi har adresseret dem i den endelige rapport, en rapport, der i sidste ende står for COWI's og DTU's regning.

I forbindelse med rapportens færdiggørelse har vi navnlig adresseret følgende i den korte sammenfattende vurdering indeholdte forslag til ændringer:

- Sproglige og terminologiske inkonsistenser er søgt udryddet;
- Data er tilføjet i baggrundsrapporten for bedre at kunne reproducere resultater
- Resultaterne er blevet uddybet i rapporten, med et delkapitel omkring de andre miljøpåvirkninger. Disse er endvidere yderligere uddybet i LCA bilaget.
- De marginale processer for el- og varme er blevet bibeholdt da de blev fastlagt sammen med Miljøstyrelsen, og Energistyrelsen sagde god for dem. Vi har tilføjet følsomhedsanalyser for andre alternative marginale energikilder.
- I projektudbuddet var fastlagt at biomasse skulle antages som begrænset ressource, vi har derfor bibeholdt dette. Vi har dog tilføjet følsomhedsanalyse hvor vi ser hvad effekten er af dette.
- Afsnittet med følsomhedsanalyser er blevet væsentligt udbygget.

- Beskrivelse omkring konsistens, komplethed og følsomhed er udbygget og flere informationer er tilføjet til LCA bilaget.

Sidst, men ikke mindst skal det medgives og understreges, at rapporten ikke har den uindviede læser som målgruppe. Alligevel er det vores håb, at den endelige rapport vil kunne læses af en bredere kreds, der interesserer sig for muligheder for og veje til en øget genanvendelse af husholdningsaffald.

Med venlig hilsen

Anders Damgaard
Seniorforsker

Kort sammenfattende vurdering af rapporten ”På vej mod øget genanvendelse af husholdningsaffald”, samt bagvedliggende metodenotat ”Samfundsøkonomisk metodevalg til miljøprojekt om husholdningsaffald”

Nærværende sammenfattende vurdering, der er udarbejdet af Louise Martinsen og Berit Hasler, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet, er baseret på udkast til rapporten ”På vej mod øget genanvendelse af husholdningsaffald”, dateret december 2017, og vurderingen omfatter alene den samfundsøkonomiske del af rapporten. Den kommenterede version af det tilsendte og tilhørende metodenotat (version 0.1) er udateret. Det bemærkes at vurderingen udover nærværende sammenfattende, og mere overordnede, vurdering, desuden er udarbejdet en detaljeret liste med en lang række specifikke, tekstnære spørgsmål og kommentarer.

Rapporten indeholder omfattende analyser af en række scenarier for genanvendelse af husholdningsaffald, og behandler dermed en særdeles relevant og interessant problemstilling. Struktur og delvis også sproglig inkonsistenser gør rapporten vanskelig tilgængelig i den kommenterede udgave. Den overordnede vurdering er derfor at rapporten bør ændres mht. struktur såvel som sprog. I denne forbindelse bør der gøres mere ud af at specificere og diskutere de underliggende antagelser, så det fremgår tydeligt, hvorfor de enkelte scenarier er interessante. Det er også væsentligt at det bliver mere klart, hvor der er tale om hhv. rimelig sikre og usikre antagelser. Flere steder er der desuden brug for mere entydig og/eller uddybende forklaring af de økonomiske begreber der er anvendt. F.eks. bør det forklares bedre, hvad der menes med overnormal profit, og der bør gøres mere ud af at specificere, hvilke antagelser vedr. eksternaliteter, der skal være opfyldt for at udsagnet ”markedspriserne er lig den samfundsøkonomiske værdi...” (s. 37) er gyldigt. I forhold til de anvendte marginale skadesomkostninger (s. 39) ville det ligeledes være ønskeligt med en kort præcisering af, hvordan de forskellige skadesomkostninger er udledt, f.eks. om de repræsenterer reelle skadesomkostninger eller om der er tale om skyggepriser.

I analysen opereres der med en opdeling i 4 spor, og under hvert spor er der specificeret en række scenarier. Denne hierarkiske opdeling fungerer ikke særligt godt for den

Samfundsvidenskabelig
miljøforskning

Berit Hasler
Seniorforsker og
sektionsleder

Dato: 15. august 2018

Direkte tlf.: +45 8715 8637
Mobiltlf.: +45 2217 2274
E-mail: bh@envs.au.dk
Web: au.dk/bh@envs

Afs. CVR-nr.: 31119103

Side 1/3

uindviede læser, idet det er forvirrende at der skiftevis refereres til spor og scenarier. Den umiddelbare vurdering er, at det ville fungere bedre, hvis inddelingen i spor blev droppet, og der i stedet blev gjort mere ud af at beskrive de enkelte scenarier. Der mangler en samlet præsentation af scenarierne, hvor det klart og tydeligt fremgår, hvad der karakteriserer de enkelte scenarier – f.eks. antal beholdere, type sortering, og hvor de enkelte fraktioner ender (forbrænding, genanvendelse). Herunder ville det være en stor hjælp, hvis beskrivelsen af scenarierne inkluderede figurerne som nu er i Bilag 4, idet disse giver et godt overblik over, hvilke ligheder og forskelle, der er mellem scenarierne i forhold til indsamlingen af affald. Figur 2-2 til 2-5 er derimod ikke specielt oplysende (hvad betyder f.eks. det store røde kryds), og kunne eventuelt med fordel erstattes af tabeller, der lister de væsentlige karakteristika ved de forskellige spor/scenarier, herunder hvad der sker med de enkelte affaldsfraktioner. Hvis der holdes fast i opdelingen i både spor og scenarier foreslås det, at scenarierne navngives ud fra hvilket spor, de hører ind under, så det er nemmere for læseren at holde styr på inddelingen.

Teksten og tabellerne omhandlende markedsforvridning og offentlige finanser er vanskeligt tilgængelige. Det er ikke specificeret hvad S1 og S2 referer til, og hvilken model er det der refereres til, når der står "modelberegnet". Derudover ser det ud som om der regnes videre på O6, selvom der står at provenuvirkning af effekt på arbejdsudbud ikke medtages i SØK. Konteksten for beregningerne bør beskrives bedre, og der bør være konsistens i sprogbrug, så de illustrerede beregninger og teksten supplerer hinanden. Afsnittet om forbrugernes tidsomkostninger er velskrevet og interessant, men der kunne med fordel gøres mere ud af at beskrive, at nytten forbundet med genanvendelse formentlig er relateret til den nytte, som forbrugerne forbinder med at vide, at de gennem deres sorteringsindsats bidrager til at gøre noget godt for miljøet, dvs. at der er tale om nytte knyttet til ikke-brugsværdier. Desuden bør det nok specificeres at nytteformlen ikke anvendes direkte til beregning af netto-nytten af de forskellige ordninger, men at den i stedet har til hensigt at fremme den konceptuelle forståelse af, hvordan affaldssortering og genanvendelse kan påvirke borgeres nytte i både positiv og negativ retning. Endelig kan det overvejes, om metodenotatet, som indeholder væsentlige forudsætninger, bør indgå i selve rapporten.

Visse steder ville der med fordel kunne udarbejdes en mere udførlig beskrivelse af de udførte beregninger, idet det ikke alle steder er muligt at se, hvordan de forskellige resultater og delresultater er fremkommet. Hvordan er de 4-200 kr./m² på side 59 eksempelvis fremkommet? (antal beholdere? rente?), og hvor kommer de 1,6 kr./min fra (også side 59)? Andre steder mangler der argumentation for, hvorfor de specifikke tal er valgt - hvorfor er det f.eks. gasprisen i 2025 der anvendes (side 34), og hvorfor er der anvendt en alternativ samfundsøkonomisk CO₂ pris på 325 kr./ton? For at sikre sammenlignelighed mellem samfundsøkonomiske analyser er det vigtigt at dokumentere denne type forudsætninger så der er klarhed om hvilke forudsætninger og referencer der er lagt til grund.

Det er først langt inde i rapporten, at det fremgår, at analyserne omhandler et generisk case-område; dette bør fremgå langt tidligere i rapporten, f.eks. i afsnit 4.1. Det bør ligeledes forklares, hvad der ligger til grund for specifikationen af case-området – svarer det f.eks. til en stor by eller blandet land-by? Og hvordan påvirker valget af case mulighederne for at generalisere resultaterne?

Derudover er det uklart, hvad baseline er; én ting er således at kunne holde de forskellige scenarier/spor op imod hinanden, noget andet er at kunne vurdere dem i forhold til den nuværende situation. På side 30 står der at analyserne er baseret på en barmarksbetragtning; konsekvenserne af dette i forhold til tolkningen af resultaterne bør tydeliggøres. Det bør overvejes, om det ikke ville være relevant at inkludere et basis scenarie, der beskriver status-quo, og som resultaterne af scenarierne vedr. øget/ændret genanvendelse kan holdes op imod. Det vil således være interessant og oplysende for læseren med en uddybende beskrivelse af resultaterne i forhold til nuværende status for genanvendelse, samt perspektiverne for fremtidig genanvendelse. Konklusionen (side 86), om at øget genanvendelse kan gøre den energisystemets grønne omstilling billigere, forklares/begrundes.

I forlængelse heraf kan miljøeffekterne i højere grad inddrages i diskussionen af de økonomiske resultater. Præcision af, i hvilket omfang, der forventes at være ikke-værdisatte miljøeffekter forbundet med de forskellige scenarier, er relevant. Diskussion af størrelsesordenen af de forventede miljøeffekter (også dem, der ikke værdisættes i analysen) vil kunne bidrage til at belyse, i hvor stor udstrækning resultaterne af økonomiske analyser repræsenterer et retvisende grundlag for at vælge mellem forskellige genanvendelsesscenarier.

Afsnittet med følsomhedsanalyser kan med fordel udbygges, så der efter hver analyse samles op på: 1) effekten på omkostningerne for de enkelte scenarier (betydelig/ubetydelig stigning/fald i omkostninger), 2) den relative effekt i de to scenarier, der sammenlignes, og 3) konklusion/diskussion.

Berit Hasler
Seniorforsker og sektionsleder

Louise Martinsen,
Akademisk medarbejder

Miljøstyrelsen

Att.: Mathias Nylandsted Benediktson, Robert Heidemann og

Mathias Vrå Hjørth

Haraldsgade 53

2100 København Ø

ADRESSE COWI A/S

Parallelsvej 2

2800 Kongens Lyngby

TLF +45 56 40 00 00

FAX +45 56 40 99 99

WWW cowi.dk

DATO 7. september 2018

SIDE 1/2

REF JKP

PROJEKTNR A100930

Kommentarer til kort sammenfattende vurdering, udarbejdet af Louise Martinsen og Berit Hasler, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet

Den korte sammenfattende vurdering, udarbejdet af Louise Martinsen og Berit Hasler, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet, påpeger en række forhold i udkastet til rapport, dateret december 2017, som kan forbedres. Vi hilser den velkommen, finder langt de fleste af forslagene til ændringer gode og relevante og er glade for at kunne oplyse, at vi har adresseret dem i den endelige rapport, en rapport, der i sidste ende står for COWI's og DTU's regning.

I forbindelse med rapportens færdiggørelse har vi navnlig adresseret følgende i den korte sammenfattende vurdering indeholdte forslag til ændringer:

- > Sproglige inkonsistenser er søgt udryddet;
- > De i analysen foretagne antagelser er blevet uddybet, så de forhåbentlig fremstår klarere;
- > Beskrivelsen og diskussionen af de fire spor og de tilhørende 11 scenarier er søgt forbedret;
- > I forbindelse hermed er det fremhævet, at der ikke gøres brug af et basis-scenarie (eller baseline), idet et sådant ikke eksisterer (i stedet kan et givet scenarie bruges som referencescenarie);
- > Det samfundsøkonomiske notat indeholdt i Bilag 5 er blevet omskrevet, navnlig for så vidt angår diskussionen af nytte/disnytte;
- > Beskrivelsen af de gennemførte beregninger er på udvalgte områder blevet uddybet og yderligere kildehenvisninger indsat (f.eks. at en 4%-antagelse ligger bag de 4-200 kr./m², og at Energistyrelsen har ønsket, at der gøres brug af gasprisen i 2025);

- > Det er fremhævet, tidligere i rapporten, at analyserne tager udgangspunkt i et generisk case-område;
- > Afsnittet med følsomhedsanalyser er blevet væsentligt udbygget.

Sidst, men ikke mindst skal det medgives og understreges, at rapporten ikke har den uindviede læser som målgruppe. Alligevel er det vores håb, at den endelige rapport vil kunne læses af en bredere kreds, der interesserer sig for muligheder for og veje til en øget genanvendelse af husholdningsaffald.

Med venlig hilsen

Jesper Karup Pedersen
Seniorøkonom

På vej – Mod øget genanvendelse af husholdningsaffald (livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk konsekvensvurdering)

Rapporten har udført livscyklusvurdering samt samfundsøkonomisk konsekvensvurdering ved øget genanvendelse med udgangspunkt i 11 scenarier, der adskiller sig fra hinanden ved forskellige sorteringsvejledninger, indsamlingsudstyr, transportmønstre og anlægstyper. Scenarierne belyser forskellige løsninger ved brug af kildesortering og kildeopdeling af husholdningsaffald. Der ses specifikt på fraktionerne papir, glas, småt pap, metal, plast og organisk affald.

Rapporten indeholder en detaljeret analyse af konsekvenserne for miljø, hvor der særligt er fokuseret på klimaeffekterne, og økonomi ved de forskellige scenarier. Af de syv scenarier, der specifikt udsorterer organisk affald, hvilket er et EU-krav senest fra udgangen af 2023, og som bidrager væsentligt til opfyldelse af EU's nye mål for genanvendelse af kommunalt affald, er den overordnede konklusion, at der ikke er store forskelle, hverken miljømæssigt eller samfundsøkonomisk.

Det generelle resultat for miljøeffekterne er, at øget genanvendelse har positive konsekvenser for miljøet, og at de øges i takt med genanvendelsesgraden. Det generelle resultat for den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering er, at omkostningerne til indsamling og behandling af affald stiger, når serviceniveauet og genanvendelse øges. Det er dog værd at bemærke, at der kan være store lokale forskelle, hvorfor det eksempelvis kan variere væsentligt, hvis boligsammensætningen ændres til at bestå primært af etageboliger, hvis afstanden til sorteringsanlæg mv. øges eller mindskes betragteligt, eller hvis miljøeffekter i udlandet medtages. Desuden kan det bemærkes, at den samfundsøkonomiske konsekvensvurdering ikke medregner borgernes tidsforbrug eller andre nytteeffekter ved affaldssortering.



Miljøstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

www.mst.dk